

32/uu6 (365) 2^e ex.

**BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW**

Stofstromen in het landelijk gebied

**Bijdragen aan het afscheidssymposium van dr. ir. P.E. Rijtema op 16
december 1994**

J. Drent (ed.)

Rapport 365

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1994



12 JAN. 1995

Usn 437 060 *

REFERAAT

Drent, J. (ed.), 1994. *Stofstromen in het landelijk gebied; bijdragen aan het afscheidssymposium van dr. ir. P.E. Rijtema op 16 december 1994*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 365; 104 blz.; 39 fig.; 5 tab.; 70 ref.

Eind jaren zeventig werden de eerste regionale hydrologische modellen ontwikkeld om de aanvoerbehoefte voor peilbeheer, doorspoeling en drainage in landbouwgebieden te berekenen. Om de emissie van nutriënten naar grond- en oppervlaktewater te simuleren werd het model ANIMO ontwikkeld met regionale en nationale toepassingen. Het simuleren van de lotgevallen van bestrijdingsmiddelen in grond- en oppervlaktewater volgde daarna. Verder behandelt dit rapport: beleidsvragen en -problemen van stofstromen in het landelijk gebied; de noodzaak van milieubescherming voor een duurzame plattelandsontwikkeling; bevolkingsgroei en beschikbaar landbouwareaal per hoofd van de bevolking; kwantiteit en kwaliteit van beschikbaar irrigatiewater; beheersbeslissingen in de landbouw; gebruik van meststoffen en bestrijdingsmiddelen in geïrrigeerde landbouw; energieverbruik in de landbouw.

Trefwoorden: bestrijdingsmiddel, chemigatie, doorspoeling, drainage, energie, irrigatie, landbouw, nutriënt, peilbeheer, productie, waterbeheer

ISSN 0927-4499

©1994 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO) Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812.

DLO-Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de Afd. Landschapsbouw van het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp' (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
1 Beleidsvragen en -problemen rond stofstromen in het landelijk gebied	9
1.1 Inleiding	9
1.2 Schaalniveaus	9
1.3 Milieuproblemen	10
1.4 Draagvlak	10
1.5 Traagheid van effecten	10
1.6 Risico-inschattingen	10
1.7 Netwerksturing	11
1.8 Rol onderzoek	11
1.9 Tot slot	12
2 Kan het iets minder zout?	13
2.1 Inleiding	13
2.2 Berekening (1979) wateraanvoerbehoefte in humide gebieden	14
2.2.1 Inleiding	14
2.2.2 Methodiek	14
2.2.2.1 Geografisch bestand	14
2.2.2.2 Waterbalansmodel	15
2.2.2.3 Chloridebalansmodel	18
2.3 Simulatie water- en zout-beheer in aride en semi-aride gebieden	19
2.3.1 Inleiding	19
2.3.2 Methodiek	21
2.3.3 Ontwikkelingen in de simulatiemodellen	21
2.3.4 Simulatiemodellen	23
2.3.5 Huidige stand van zaken	25
2.4 Conclusie	25
Literatuur	26
3 Vol animo aan het werk	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Historie	29
3.3 Belang van organische stof	33
3.4 Toepassingen	35
3.4.1 Beerze-Reusel	35
3.4.2 Bergambacht	38
3.4.3 PAWN-vermesting	38
3.5 De kwaliteit van kwaliteitsmodellen	41
3.6 Tot besluit	45
Literatuur	46

4 Van de wal in de sloot	49
4.1 Inleiding	49
4.2 Gedrag in sloten	49
4.3 Voorbeeld van een berekening met TOXSWA	51
4.4 Verdere modelontwikkeling	52
4.5 Bestrijdingsmiddelen in stelsels waterlopen	55
4.6 Aanvoerroutes naar oppervlaktewater	56
4.7 Gebruik van bestrijdingsmiddelen	58
4.8 Samenvatting en conclusies	60
Literatuur	60
5 Milieubescherming in het landelijk gebied: dat is nodig!	63
5.1 Plattelandsvernieuwing	63
5.2 Landbouw en natuur	64
5.3 Oplossingsscenario's	67
5.4 Plattelandsvernieuwing en milieukundig onderzoek.	68
Literatuur	69
6 Landbouw en eerste levensbehoeften	71
6.1 Inleiding	71
6.2 Duurzame landbouw	72
6.3 Bevolkingsgroei en landbouwareaal	72
6.4 Waterbeschikbaarheid en irrigatie	73
6.5 Technisch best mogelijke landbouwpraktijk	75
6.6 Landbouw en klimaat	77
6.6.1 Fotosynthese en klimaat	77
6.6.2 Verdamping en watervoorziening	79
6.7 Landbouw en hulpstoffen	81
6.8 Landbouw en energieverbruik	84
6.9 Conclusies	91
Literatuur	92
Lijst van publikaties van dr.ir. P.E. Rijtema	97

Woord vooraf

Ter gelegenheid van het afscheid van dr.ir. P.E. Rijtema als hoofd van de hoofdafdeling Milieubescherming wegens pensionering, werd door ir. J. Drent het symposium 'Stofstromen in het landelijk gebied' georganiseerd. De inhoud van dit symposium was afgestemd op de belangrijkste onderzoeksterreinen waarmee dr. Rijtema zich in een lange en zeer vruchtbare carrière heeft beziggehouden. In dit rapport zijn de voordrachten van de vijf sprekers van die dag integraal weergegeven, met aan het eind de afscheidsspeech van dr. Rijtema.

Ruim 40 jaar geleden is de wetenschappelijke loopbaan van dr. Rijtema begonnen met onderzoek naar de verdamping van landbouwgewassen in afhankelijkheid van de beschikbaarheid van water. Vanwege problemen met te hoge zoutgehaltes in het voor land- en tuinbouw bestemde water werd de aandacht van het onderzoek verplaatst naar de invloed van zout op verdamping en opbrengst en naar regionale studies naar de mogelijkheden om door waterhuishoudkundige ingrepen het zoutbezwaar te compenseren. Deze studies werden uitgevoerd voor zowel gematigde klimatologische omstandigheden als voor gebieden met een aride klimaat.

Dr. Rijtema onderhield gedurende zijn loopbaan nauwe contacten met praktijk en beleid en stelde voortvarend, op grond van groeiende milieuproblemen, zijn onderzoeksdoelen bij. Voortbouwend op zijn kennis van en ervaring met de kwantitatieve waterhuishouding werd de emissie van nutriënten naar grond- en oppervlaktewater een nieuw onderzoeksthema. Op basis van procesgerichte studies werden simulatiemodellen ontwikkeld op verschillende schaalniveaus. Mede gestuurd door de fusie waaruit in 1989 DLO-Staring Centrum ontstond, werden op initiatief van Rijtema aanzetten gegeven voor het op regionale schaal simuleren van de lotgevallen en effecten van bestrijdingsmiddelen in grond- en oppervlaktewater. Het landbouwkundig gebruik van bodem en water nam in de vele studies altijd een centrale plaats in. Een overzicht van zijn publicaties treft u aan in de bijlage van dit rapport.

In de drie bijdragen van SC-DLO medewerkers zijn de belangrijkste onderzoeksterreinen van Rijtema in beeld gebracht. Het verheugt mij dat ook door sprekers buiten SC-DLO aan het afscheidssymposium is bijgedragen. Het demonstreert de nauwe betrekkingen die de wetenschapper Rijtema altijd met beleid en wetenschap heeft onderhouden.

De directeur van DLO-Staring Centrum,

ir. G.A. Oosterbaan.

1 Beleidsvragen en -problemen rond stofstromen in het landelijk gebied

drs. A.M.W. Kleinmeulman en drs. F. Fennema.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Milieu, Kwaliteit en Voeding.

1.1 Inleiding

Het onderwerp 'Stofstromen in het landelijk gebied' is heel breed. Het kan dan ook op verschillende manieren benaderd worden, bijvoorbeeld vanuit het onderzoek of het beleid. Ik zal het onderwerp vanuit het beleid belichten. Als iemand uit 'Den Haag' te midden van onderzoekers lijkt mij dat ook het verstandigst: schoenmaker houd je bij je leest. Ik zal vooral ingaan op beleidsvragen als: is er een probleem, wat is de ernst van het probleem en hoe pak je de oplossing van het probleem het beste aan?

1.2 Schaalniveaus

Problemen met stofstromen ontstaan veelal omdat de stofstromen niet gesloten zijn: het zijn geen kringlopen. Bij stofstromen is het belangrijk naar welk schaalniveau gekeken wordt, omdat op elk schaalniveau andere stoffen de hoofdrol spelen. Zoals in het eerste NMP (1989) reeds is aangegeven kunnen stofstromen, en hun mogelijke problemen, op vijf ruimtelijke schaalniveaus onderscheiden worden, te weten mondiaal, continentaal, fluviaal, regionaal en lokaal. Een voorbeeld op mondiaal niveau is het transport van nutriënten, dat leidt tot verschraling van landbouwgronden in onder meer Brazilië en Thailand en tot vernesting in Nederland. Op continentaal niveau leiden stofstromen van SO_2 en NO_x tot verzuringsproblemen. Op fluviaal niveau zijn vooral de stroom organische microverontreinigingen en de stroom zware metalen van belang. Op regionale schaal denk ik vooral aan problemen met NH_3 , bestrijdingsmiddelen en de nutriënten N en P. Op lokale schaal kunnen hoge concentraties NH_3 en bestrijdingsmiddelen voor problemen zorgen. Ik zal mij in dit verhaal vooral richten op de regionale schaal. Dit sluit niet alleen goed aan bij een aantal bestuurlijke beleidsproblemen die ik u wil voorleggen, maar ook bij de strekking van de meeste lezingen die hierna volgen.

1.3 Milieuproblemen

Nutriënten, ammoniak en bestrijdingsmiddelen in het landelijk gebied zijn vrijwel altijd afkomstig van de landbouw. Behalve het feit dat een aantal stoffen ook voor de landbouw zelf tot problemen kan leiden, wil ik vooral wijzen op de problemen die deze stofstromen veroorzaken in natuurlijke ecosystemen in Nederland. Nutriënten eutrofiëren de meestal voedselarme natuurlijke ecosystemen, ammoniak leidt naast eutrofiëring ook tot verzuring en bestrijdingsmiddelen hebben als doel bepaalde (groepen) organismen te bestrijden, waardoor zij ook ecosystemen kunnen ontwrichten. Ik ga hier niet dieper op in, omdat u er ongetwijfeld in detail veel meer van weet dan ik.

1.4 Draagvlak

In het algemeen is wetgeving alleen onvoldoende om maatschappelijke problemen aan te pakken. Als er geen draagvlak is voor beleid, zal uitvoering van het beleid niet plaatsvinden. De eerste vereiste voor een draagvlak is dat mensen het gesignaleerde probleem ook als probleem erkennen. Ten tweede moeten maatregelen uitvoerbaar en controleerbaar zijn. Bovendien moeten de milieubaten van de maatregelen wel opwegen tegen de kosten. Daarom moet er ook inzicht zijn in het behaalde resultaat: is het milieu er beter van geworden. Voor veel milieuproblemen wringt de schoen bij alle drie vereisten. Ik ga niet in op uitvoerbaarheid en controleerbaarheid van maatregelen, de aard van deze dag leent zich daar niet voor.

1.5 Traagheid van effecten

Bij probleemerkenning en terugkoppeling van het resultaat is tijd een belangrijke factor. Ondanks stapels wetenschappelijke rapporten over effecten van milieuverontreiniging zijn deze gevolgen voor de doorsnee leek zelden zichtbaar, omdat de effecten pas op lange termijn zichtbaar worden. In dit verband wil ik u een gevleugelde uitspraak niet onthouden: 'Wetenschappelijk is bewezen dat de wereld gisteren aan milieuverontreiniging ten onder is gegaan, maar door het naijleffect zullen we het morgen pas merken.' Omgekeerd geldt vaak hetzelfde: ondanks allerlei inspanningen om milieuverontreiniging te verminderen is verbetering van het milieu slecht zichtbaar, omdat herstel langzaam gaat. De bereidheid om dure maatregelen uit te voeren kan daarom drastisch afnemen.

1.6 Risico-inschattingen

Maar zelfs al zijn de effecten op het milieu duidelijk zichtbaar, dan betekent dit niet automatisch dat een milieuprobleem erkend wordt. De bepaling van de ernst van een milieuprobleem is mogelijk nog belangrijker. En deze ernst wordt niet alleen door wetenschappelijke kennis bepaald. Risico-inschattingen bij onzekerheden zijn hierbij uitermate

belangrijk, waarbij de risico-inschattingen niet per se rationeel hoeven te zijn. Welk milieuprobleem je ook bekijkt, onzekerheden zullen altijd blijven bestaan. Dit komt doordat wetenschappelijk onderzoek altijd onvolledig is. Hebt u wel eens een onderzoeksrapport zien eindigen met de zin: 'Meer valt er niet te weten'? In vrijwel elk onderzoeksrapport dat ik gelezen heb is de slotconclusie: 'Nader onderzoek is gewenst'.

Ik heb al aangegeven dat de risico-inschatting niet per se rationeel hoeft te zijn. Mensen zullen risico's altijd anders beleven en inschatten. Risico's op milieugebied worden afgewogen tegen risico's op andere terreinen, zoals economisch gebied. Bij deze afweging spelen eigenbelang en gehanteerde normen en waarden een belangrijke rol. Ik zal dit illustreren aan de hand van het broeikaseffect. Voor de één zijn de onzekerheden over het wel of niet optreden van klimaatverandering en onzekerheden over de gevolgen van die klimaatverandering reden om geen maatregelen te willen uitvoeren, omdat die mogelijk grote economische nadelen met zich mee brengen. Het economische risico weegt voor zo iemand dus zwaarder dan het ecologische risico van mondiale klimaatverandering. De ander is echter wel bereid deze economische risico's te accepteren omdat men een wereldwijde klimaatverandering zo'n groot probleem vindt dat men niet het risico wil lopen dat dit werkelijk op zal treden.

1.7 Netwerksturing

Beleidsvragen omtrent stofstromen in het landelijk gebied betreffen dus niet alleen natuurwetenschappelijk onderzoek. Bestuurskundige vraagstukken zijn minstens zo belangrijk, zoals: hoe dien je om te gaan met dergelijke verschillende risico-inschattingen, hoe bereik je het meeste resultaat in uitvoering van je beleid? De laatste tijd staat vooral netwerksturing in de belangstelling. Zorg ervoor dat je de verschillende belangengroepen tezamen om de tafel krijgt, zodanig dat ze onderling tot oplossingen komen. Dit betekent dat in regionaal overleg door groepen boeren, natuur- en milieubeschermers oplossingen worden ontwikkeld voor problemen met ammoniak, bestrijdingsmiddelen en nutriënten, die zijn toegesneden op de plaatselijke situatie. Om tot zulke oplossingen te kunnen komen kan het wel eens nodig zijn dat ook andere onderwerpen, zoals ruimtelijke ordening, erbij betrokken worden, zodat 'package deals' gesloten kunnen worden.

1.8 Rol onderzoek

Maar om nu niet de indruk achter te laten dat u niet meer nodig bent: ook voor het bereiken van oplossingen hiervoor is wel degelijk natuurwetenschappelijk onderzoek nodig. Om een goed besluit te kunnen nemen over de beste oplossing voor de regio heeft men inzicht nodig in de gevolgen van de verschillende mogelijke oplossingen voor de regio. Voor een dergelijke besluitvorming zijn onderzoeksgegevens dan ook onontbeerlijk. Veelal worden deze gegevens gegenereerd door scenariomodellen. Deze gegevens worden echter pas bij de besluitvorming geaccepteerd als iedere partij ook

deze modellen accepteert. Bovendien moeten deze scenariomodellen op regionale schaal toepasbaar zijn. Een ander aspect waarop het onderzoek zich zou kunnen richten is monitoring. Omdat daarmee inzicht geboden kan worden in de milieuresultaten van genomen maatregelen, kan bestaand draagvlak daardoor behouden blijven. De lezingen die hierna volgen zou ik dan ook in dit licht willen bezien. Maar ik zou u nog twee dingen mee willen geven: natuurwetenschappelijk onderzoek of modellen mogen dan nog voor de onderzoekers zelf zulke heldere resultaten opleveren, in het maatschappelijk krachtenveld spelen vele andere factoren een minstens even grote rol. Het besluit dat uiteindelijk genomen wordt, kan afwijken van wat wetenschappelijk gezien het meest wenselijk is. Bovendien raad ik u aan niet alleen te kijken naar uw natuurwetenschappelijk resultaat, maar ook naar de manier waarop u het resultaat communiceert naar beleid en maatschappij. Inzicht in bestuurlijke processen is hierbij onmisbaar.

1.9 Tot slot

Ik hoop voldoende stof voor discussie naar voren te hebben gebracht. Ik wil afsluiten met u allen een plezierige en vruchtbare dag toe te wensen, en speciaal de heer Rijtema, want uiteindelijk is het zijn dag.

2 Kan het iets minder zout?

Beheer van water en zout in de humide en aride landbouw

ir. C.W.J. Roest en ir. J. Drent

DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied

2.1 Inleiding

Primaire voorwaarden voor een goede produktie in land- en tuinbouw zijn de beschikbaarheid van voldoende water met een laag zoutgehalte. Watertekorten in Nederland worden veroorzaakt door neerslagtekorten in het groeiseizoen en mogelijk door grondwateronttrekking ten behoeve van drinkwater en industriewatervoorziening. Hoge zoutgehalten komen voor als gevolg van zoute kwel in vooral laaggelegen polders met een diepe bemaling. In gebieden die grenzen aan belangrijke zoute/zilte waterwegen zoals de Nieuwe Waterweg en het Noordzeekanaal dringt zout water binnen tijdens het schutten van schepen.

In Nederland worden tekorten aan water zoveel mogelijk gecompenseerd door peilbeheer en beregening. Voor het terugdringen van te hoge zoutconcentraties wordt water aangevoerd voor doorspoeling. Dit water is in ons land in hoofdzaak Rijnwater met periodiek reeds verhoogde zoutconcentraties.

In aride gebieden wordt water aangevoerd door irrigatie. Het teveel aan zout in deze gebieden ontstaat vooral als gevolg van grote verdampingsoverschotten waardoor hoge zoutconcentraties in de ondergrond achterblijven. Doorspoeling en drainage zijn dan noodzakelijk om het zout kwijt te raken.

Aanvoer van water is duur vanwege noodzakelijke infrastructurele werken. De verantwoordelijke overheden (Rijk, Provincie, Waterschappen) doen dan ook onderzoek of laten onderzoek uitvoeren naar de wateraanvoerbehoefte voor peilbeheer en ter bestrijding van de zoutbelasting in probleemgebieden. Op vergelijkbare wijze wordt in aride gebieden onderzoek gedaan ter voorbereiding van irrigatieprojecten.

In de volgende paragrafen wordt een overzicht gegeven van de ontwikkelingen in methoden die het toenmalige ICW (Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding) en het huidige SC-DLO toepassen bij de uitvoering van studies naar de regionale wateraanvoerbehoefte. Dit overzicht wordt gegeven aan de hand van concrete praktijkvoorbeelden.

Eind jaren zeventig heeft het ICW een studie gedaan naar de wateraanvoerbehoefte voor de Hoogheemraadschappen Delfland, Schieland, Rijnland en het Grootwaterschap Woerden voor beheersing van het peil en voor bestrijding van de zoutbelasting. Een

dergelijke regionale studie werd in die tijd mogelijk door de snelle ontwikkeling van automatiseringsapparatuur. In paragraaf 2.2 wordt de toegepaste methodiek in deze studie nader uitgewerkt. De verdere ontwikkelingen en de toepassing ervan in aride gebieden wordt in paragraaf 2.3 gegeven.

2.2 Berekening (1979) wateraanvoerbehoefte in humide gebieden

2.2.1 Inleiding

Gedeputeerde Staten van Zuid-Holland hebben in 1979 aan het ICW verzocht om voor Rijnland, Delfland, Schieland en het Grootwaterschap van Woerden de kwantitatieve aanvoerbehoefte van water voor peilbeheer vast te stellen. Tevens is het Instituut verzocht om voor de genoemde waterschappen een onderzoek te verrichten naar de chloridebelasting van de boezemwateren door de afvoer van overtollig water uit de polders en naar de doorspoelbehoefte van de polders.

2.2.2 Methodiek

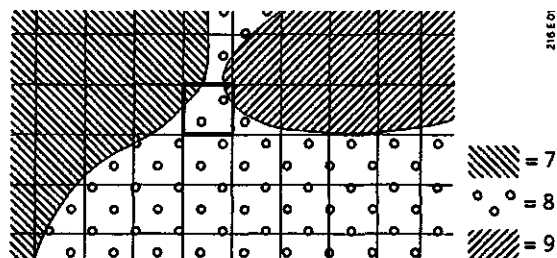
De waterbehoefte voor peilbeheersing en voor doorspoelen is voor het onderzoeksgebied opgesteld met resp. een waterbalansmodel en een chloridebalansmodel. In deze modellen is rekening gehouden met de verschillende vormen van bodemgebruik in het gebied, de voorkomende bodemprofielen met de daarbij horende bodemfysische eigenschappen, de hydrologische situatie, de chloridegehalten op resp 10, 20, en 30 m -NAP en de meteorologische omstandigheden. Vooral de factoren bodemgebruik, bodemprofiel, hydrologische situatie en chloridegehalten variëren voor het gebied (ICW, 1979 en ICW, 1981).

2.2.2.1 Geografisch bestand

Het studiegebied is opgedeeld in vakken van 25 ha, voor elk vak zijn de volgende gegevens in kaart gebracht:

- bodemgebruik (10 onderscheidingen);
- bodemprofiel (10 onderscheidingen);
- kwelintensiteit (9 onderscheidingen);
- slootafstanden (6 onderscheidingen);
- infiltratieweerstanden (9 onderscheidingen);
- polderpeilen (8 onderscheidingen);
- chloridegehalten (6 onderscheidingen).

Fig. 1 Gedeelte van de geschematiseerde bodemkaart, bedekt met het corresponderende deel van een transparante vakkenkaart (ICW, 1981)



Van elk van de zeven karakteristieken werd een kaart gemaakt. Een transparante grid kaart (met vierkanten van 25 ha) werd daarna over de afzonderlijke kaarten gelegd. Bij vele vakken deed zich de situatie voor dat ze deel uitmaakten van verschillende kaartvlakken. Hierbij is steeds het kaartvlak representatief gesteld dat binnen een vak een dominante positie innam. Ter verduidelijking is in figuur 1 een voorbeeld gegeven van deze werkwijze.

De dominante onderscheiding per karakteristiek werd voor elk vak in een database opgeslagen. De vierkanten met corresponderende onderscheidingen werden vervolgens gegroepeerd tot een blok. Deze blokken vormen geen gesloten gebiedsoppervlak, maar rekeneenheden.

Naast de bodemgebruikssituatie van 1978 werd op verzoek van de opdrachtgever ook een databestand opgezet voor de situatie in 2000, zodat een prognose van de wateraanvoerbehoefte voor de toekomst kon worden gegeven. Op deze wijze zijn twee geografische databestanden tot stand gekomen die kunnen worden beschouwd als voorloper van de huidige GIS en BIS bestanden (Van Boheemen, 1980)

Gegevens over de open waterverdamping, de neerslag en de globale straling waren beschikbaar voor de weerjaren 1911 t/m 1978.

2.2.2.2 Waterbalansmodel

De waterbehoefte van de onderscheiden bodemgebruiksvormen is op verschillende wijze berekend. Zo is de aanvoerbehoefte van het open water gelijk gesteld aan de verdamping van het wateroppervlak, verminderd met de neerslag en de kwel, met als uitgangspunt dat het open waterpeil constant blijft. De aanvoerbehoefte van het stedelijk gebied is berekend als het verschil tussen onttrekkingen voor industrie en huishoudingen en de lozingen van beide. Voor duingebieden is de aanvoerbehoefte gelijkgesteld aan de onttrekking aan nabij gelegen open waterlopen voor de grondwaterwinning in de duinen. De waterbehoefte in de glastuinbouw is berekend met een empirische relatie tussen de verdamping van een optimaal groeiend gewas en de globale straling boven het glasdek. De aanvoerbehoefte van de grondgebonden teelten bestaat uit infiltratie en beregening. Deze hoeveelheden zijn berekend met een numeriek model die rekening houdt met gewastype, bodemfysische eigenschappen, hydrologische situatie en de omvang van de beregening. Het model bepaalt in hoeverre de in de grond aanwezige hoeveelheid water binnen een zekere tijdstap verandert. De volgende balansvergelijking neemt daarbij een centrale plaats in (ICW, 1979).

$$V_f = V_s + N + K + B + I - E_a$$

waarin:

V_f = hoeveelheid bodemwater aan het eind van de tijdstap (mm)

V_s = hoeveelheid bodemwater aan het begin van de tijdstap (mm)

N = neerslag tijdens de tijdstap (mm)

K = kwel tijdens de tijdstap (mm)

B = beregning tijdens de tijdstap (mm)

I = infiltratie tijdens de tijdstap (mm)

E_a = werkelijke verdamping tijdens de tijdstap (mm)

Als tijdstap in de berekeningen is een decade aangehouden (10 of 11 dagen).

De uitkomsten van de berekeningen zijn getoetst aan de hand van praktijkgegevens van 1975 t/m 1979 van Rijnland en Delfland. Daarbij is aangenomen dat het watergebruik voor peilbeheer overeenkomt met het verschil tussen inlaat en lozing. Dit verschil is voor verschillende decaden van de genoemde zomers vastgesteld en omgerekend tot gemiddelden van waarden die behoren bij drie aaneensluitende decaden. Deze voortschrijdende gemiddelden zijn uitgezet in figuur 2 (Van Boheemen, 1981). Deze figuur brengt duidelijk tot uiting dat de berekende waterbehoefte systematisch hoger is dan het werkelijk opgetreden watergebruik, behalve in juli van 1976. De veranderingen in het watergebruik, die zich in de praktijk hebben voorgedaan, blijken wel goed gesimuleerd te worden.

Het model gaat ervan uit dat in het studiegebied een optimale watervoorzieningssituatie is gecreëerd, hoewel deze in werkelijkheid niet aanwezig is (sloten staan niet altijd op zomerpei., beregning is niet altijd optimaal, gewassen in kassen verdampen niet steeds maximaal). Als gevolg hiervan moeten de modeluitkomsten enigszins hoger zijn dan het werkelijke watergebruik. Aangezien dit inderdaad het geval is, is geconcludeerd dat het model een goede benadering levert.

De aanvoerbehoefte voor peilbeheersing is vervolgens berekend voor de weerjaren 1911 tot en met 1978 en voor de bodemgebruikssituatie 1978 en 2000. Op deze uitkomsten is volgens de GUMBEL-methode (Gumbel, 1954) vastgesteld welke maximumwaarde de aanvoerbehoefte voor peilbeheersing in een zomerhalfjaar kan bereiken. In tabel 1 is een deel van de resultaten gegeven.

Tabel 1 Waarden in $m^3 \cdot s^{-1}$ voor het maximum van de aanvoerbehoefte voor peilbeheersing in een zomerhalfjaar, welke gemiddeld 1 maal in de herhalings tijd zullen worden overschreden. Berekend voor de bodemgebruikssituaties 1978 en 2000 (ICW, 1981)

Herhalings- tijd (jaar)	Situatie 1978				Situatie 2000			
	Rijnland	Woerden	Delfland	Schieland	Rijnland	Woerden	Delfland	Schieland
10	16,2	5,6	7,4	2,4	17,0	5,5	7,5	2,5
20	17,7	6,0	7,8	2,6	18,8	5,9	8,0	2,7
35	18,8	6,4	8,2	2,8	20,2	6,3	8,4	2,9
50	19,5	6,6	8,4	2,9	21,1	6,5	8,7	3,0
100	20,9	7,1	8,8	3,1	22,8	7,0	9,2	3,3

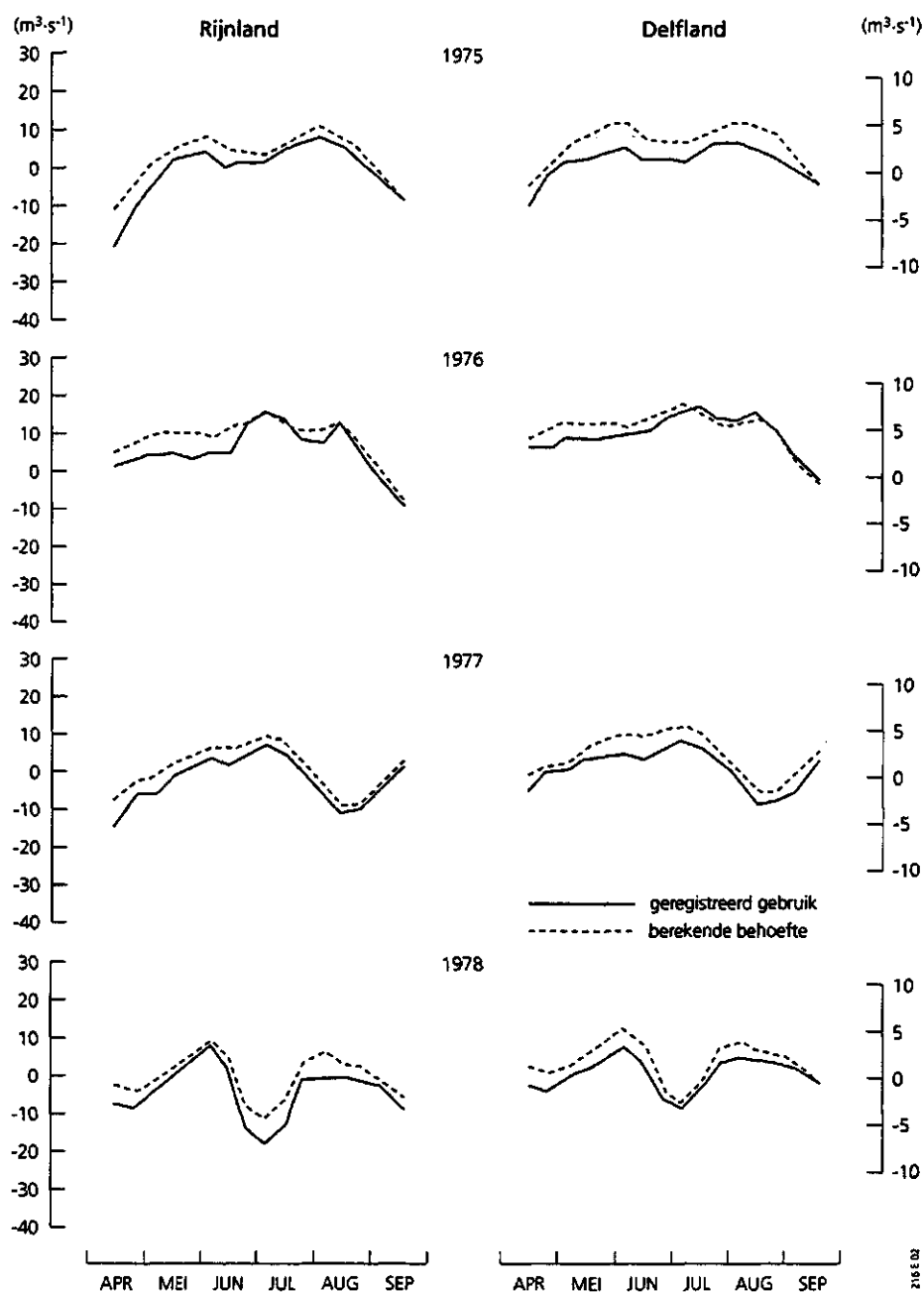


Fig. 2 Voortschrijdende gemiddelden van de decadewaarden van het werkelijk opgetreden watergebruik en de berekende waterbehoefte voor peilbeheer in Rijnland en Delfland gedurende de zomerhalfjaren van 1975 tot en met 1978 (Van Boheemen, 1981)

2.2.2.3 Chloridebalansmodel

De chloridebelasting van het oppervlaktewater is berekend met een chloridebalansmodel. Hiervoor is de bodem geschematiseerd in een aantal lagen. Voor elke laag wordt een water- en chloridebalans bijgehouden, op basis van hydrologische gegevens die in het waterbalansmodel zijn toegepast. In de onderscheiden lagen wordt volledige menging verondersteld. Ook in dit model wordt met tijdstappen van een decade gewerkt. Verder worden gegevens over het chloridegehalte van het kwelwater ingevoerd en over de hoeveelheid chloride die in de onderscheiden lagen aan het begin van het zomerhalfjaar aanwezig zijn.

De chloridebelasting wordt per vak berekend met als sturende factoren: bodemgebruik en hydrologie. In het volgende voorbeeld wordt de methode verder uitgewerkt voor open grond teelten op niet gedraineerde vakken met kwel, omdat deze groep van vakken een relatief grote bijdrage tot de chloridebelasting van het oppervlaktewater levert (ICW, 1981). In figuur 3 is schematisch het stromingspatroon voor niet-gedraineerde vakken met kwel gegeven voor een situatie waarin de grondwaterstand, halverwege de slootafstand, beneden het maaiveld staat, maar boven het polderpeil.

Het bodempakket waarin de tweedimensionale stroming plaats vindt is onderverdeeld in vier lagen. Deze worden van elkaar gescheiden door de grenzen D_p , D_m en D_s . Bij het bepalen van de ligging van deze begrenzingsen wordt uitgegaan van gegevens over de in het betreffende vak voorkomende kwel, polderpeil, afvoerweerstand en slootafstand. De grenzen D_p en D_s volgen direct uit resp. het polderpeil en de slootafstand. De grens D_m is afhankelijk van de grootte van de kwel en de diepe afvoer I_d .

De op deze wijze voorgestelde lagen 1, 2 en 3 hebben een dikte van resp. D_1 , D_2 en D_3 . Laagdikte D_1 is gelijk aan de ontwateringsdiepte van het betreffende vak. Laagdikte D_2 is gelijk aan D_m , terwijl D_3 wordt bepaald door L_s en D_m . Laag 4 strekt zich uit tot grote diepte zonder een duidelijke begrenzing.

Stromingen van water over de begrenzingsen tussen de onderscheiden gedeelten van het pakket zijn in de schematisering aangegeven door verticaal gerichte pijlen. De stromingen die een bijdrage leveren aan de afvoer naar de sloot, zijn aangegeven door

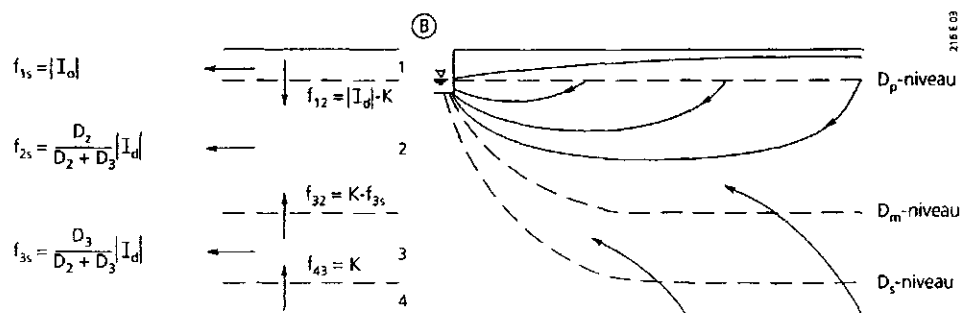


Fig. 3 Schematisering van het stromingspatroon voor een niet-gedraineerd vak met kwel (ICW, 1981)

horizontaal gerichte pijlen. Zo ontstaan de in figuur 3 genoemde fluxen met hun aanduidingen.

Op vergelijkbare wijze zijn voor vakken met andere vormen van bodemgebruik en andere hydrologie vergelijkingen afgeleid voor de belasting van het oppervlaktewater met chloride.

Het is nu mogelijk om voor gewenste gebieden de chloridebelasting van het oppervlaktewater te berekenen door de chloridebelasting van de vakken die tot dat gebied behoren te sommeren.

Omgekeerd komt het voor dat er chloride aan het oppervlaktewater wordt onttrokken als gevolg van infiltratie van slootwater in de bodem of met het gebruik van slootwater voor beregening. In het model is ervan uitgegaan dat het water in de sloten een chlorideconcentratie heeft van 175 g.m^{-3} .

Op deze wijze wordt voor de onderscheiden deelgebieden het verloop van de chlorideconcentratie van het oppervlaktewater berekend. Zodra tijdens de berekeningen wordt geconstateerd dat de chlorideconcentratie van het oppervlaktewater de maximaal toelaatbare waarde van 300 g.m^{-3} overschrijdt, wordt berekend hoeveel water met een zekere chlorideconcentratie nodig is om het polderwater beneden de toegestane grenswaarde te krijgen. Deze berekende hoeveelheid is de doorspoelbehoefte per gebied. Somming van deze doorspoelingswaarden levert de totale aanvoerbehoefte voor doorspoeling voor het studiegebied.

2.3 Simulatie water- en zout-beheer in aride en semi-aride gebieden

2.3.1 Inleiding

In aride en semi-aride gebieden is intensieve landbouw alleen mogelijk bij aanvoer van voldoende water met een goede kwaliteit. Door de toenemende bevolkingsdruk in ontwikkelingslanden neemt ook de druk op het schaars beschikbare irrigatiewater toe. In aride en semi-aride gebieden is vaak niet land maar veeleer water de beperkende produktiefactor.

Om aan de watertekorten voor de zich uitbreidende landbouw tegemoet te komen is in Egypte hergebruik van drainagewater als maatregel geïntroduceerd om de benuttingsgraad van het extern aangevoerde irrigatiewater te verhogen. Door deze maatregel wordt de watervoorziening van benedenstroomse delen van het gebied (gedeeltelijk) afhankelijk van het waterbeheer in bovenstroomse delen, waar dit drainage water vandaan komt. Bovendien wordt met het drainage water zout dat in bovenstroomse gebieden uitspoelt, benedenstrooms weer op het land gebracht.

In 1983 is aan het ICW opdracht verleend door het Ministerie van Ontwikkelingssamenwerking om, samen met het Drainage Research Institute in Cairo een simulatiemodel te ontwikkelen waarmee de hoeveelheid en het zoutgehalte van drainage water kunnen

worden voorspeld en waarmee negatieve effecten van irrigatie met zout (drainage) water kunnen worden aangegeven.

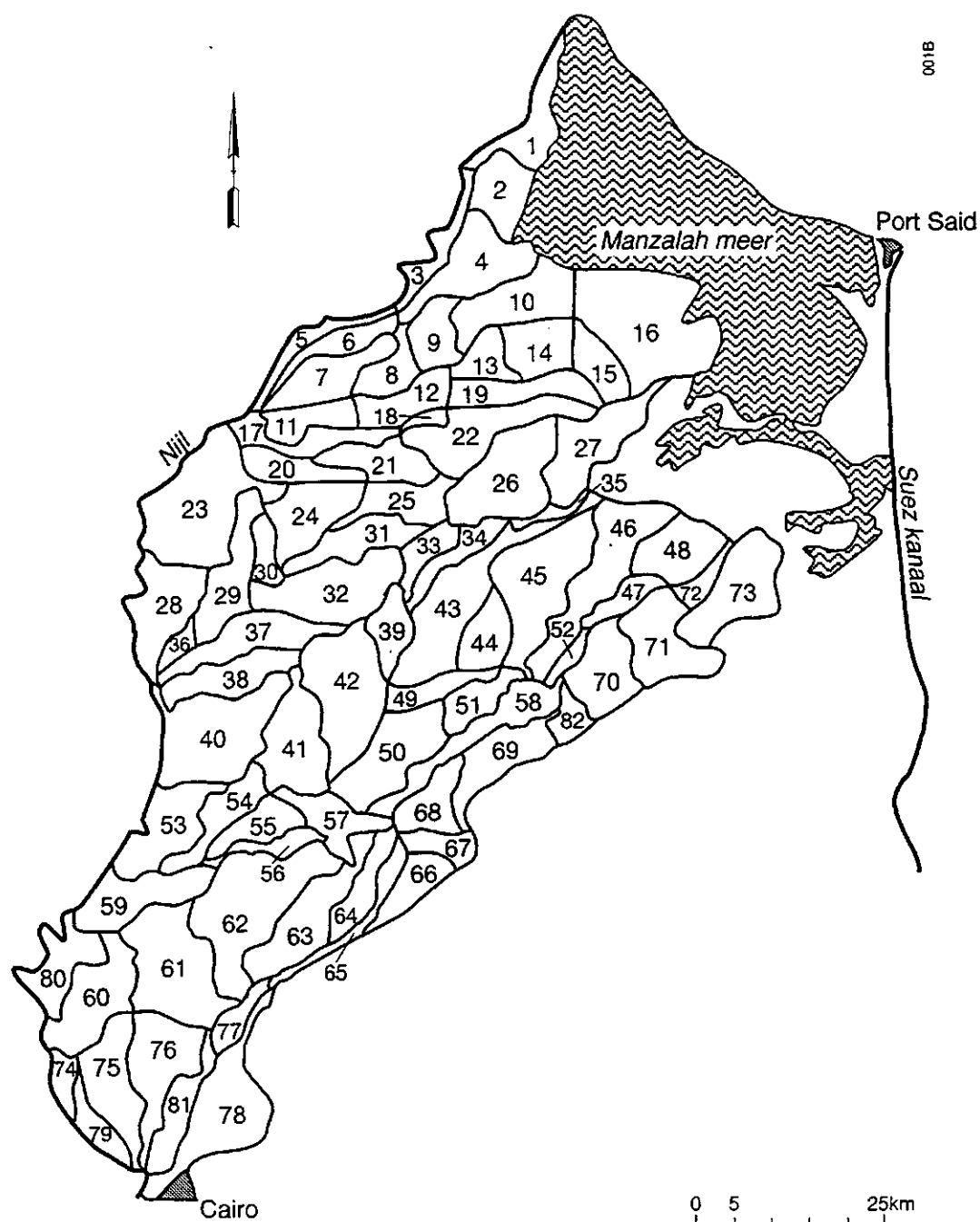


Fig. 4 Schematisering van de Oostelijke Nijldelta in uniforme rekeneenheden

2.3.2 Methodiek

Als onderzoeksgebied is in Egypte in eerste instantie gekozen voor de Oostelijke Nijldelta, ongeveer 600 000 hectare groot. Vanwege het belang van de wateraanvoer is in deze studie gekozen voor een ruimtelijke indeling op basis van de watervoorziening via het irrigatiestelsel. Op basis van de afwatering van deze eenheden zijn deze zonodig weer gesplitst, zodat op de meetpunten in het drainagesysteem zo realistisch mogelijke afvoeren kunnen worden berekend. Op deze wijze ontstonden ongeveer 80 rekeneenheden in de Oostelijke Nijldelta (figuur 4).

Voor iedere rekeneenheid is vervolgens het dominante bodemtype, de dominante geo-hydrologische randvoorwaarde, het zoutgehalte van het kwelwater (in het noorden treedt kwel op), gegevens over de detail ontwatering etcetera bepaald. Binnen de rekeneenheid is alleen het bodemgebruik dan nog variabel. Het gewassenpatroon van dit gebied, dat uit 29 gewassen bestaat is hiervoor vereenvoudigd tot de 13 meest voorkomende gewassen.

Voor de meteorologische gegevens is uitgegaan van langjarige gemiddelden voor de drie klimaatzones die door Rijtema en Abu Khaled (1975) voor de Nijldelta worden onderscheiden.

2.3.3 Ontwikkelingen in de simulatiemodellen

Ook voor de simulatiemodellen op perceelsniveau is voor aride gebieden uitgegaan van de waterbalans (vergelijking 2.2.2.2). Op een aantal punten zijn nieuwe inzichten verwerkt in de water- en zout-balansberekeningen op veldniveau. Onderstaand zullen zij kort worden toegelicht.

Verdeling van water over het veld

Omdat stroombevloeiing de gebruikelijke veldirrigatiemethode in Egypte is, zijn de verliezen die hierbij optreden in de modelformulering opgenomen. In figuur 5 wordt het effect op de veldverliezen van stroombevloeiing schematisch weergegeven.

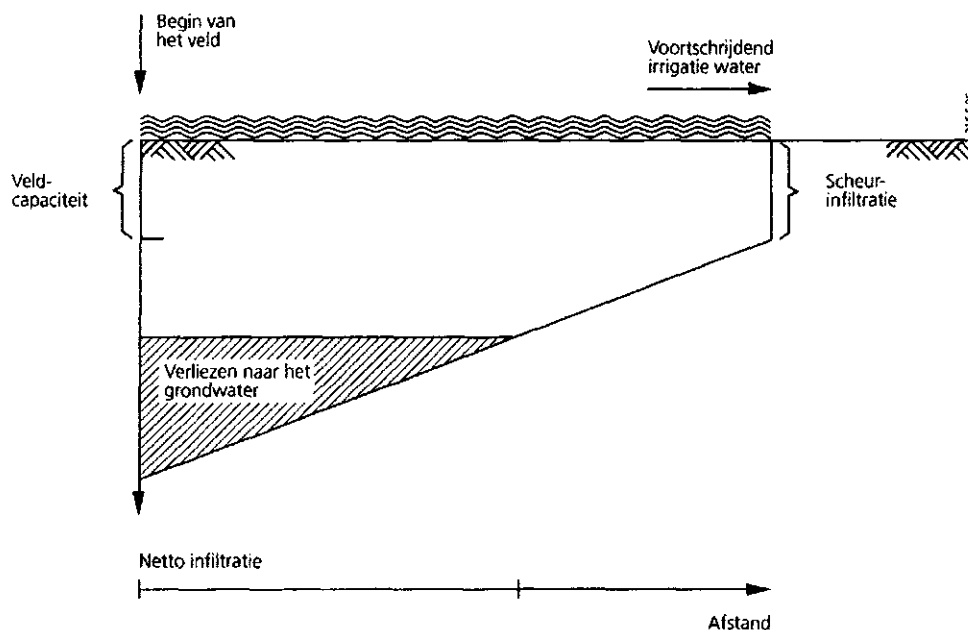


Fig. 5 Definitieschets van oppervlakteirrigatie en veldverliezen

Effect van scheurende gronden

In de Nijldelta bestaat het grootste deel van de bodem uit zeer zware zwellende en krimpende kleigronden. Voor de verklaring van de infiltratie van water gedurende irrigatie zijn deze eigenschappen van cruciaal belang. Behalve voor water dienen de scheuren die door het krimpen van deze kleigronden ontstaan tevens als kortsluiting voor zowel water als zout naar drainagesystemen. Alleen door deze effecten in de beschouwing mee te nemen bleek het mogelijk de water- en zout-balans in de Nijldelta goed te kunnen simuleren.

Effect van zout op de gewasverdamping

Een belangrijke vraagstelling voor de simulatiemodellen is gelegen in het vergelijken van alternatieve scenario's. Een belangrijke graadmeter voor het succes of het falen van waterbeheerstrategieën is de gewasopbrengst. Gewasopbrengsten worden negatief beïnvloed door watertekorten of door een overmaat aan zout in de bodem. In de simulatiemodellen wordt de osmotische zuigkracht van het aanwezige zout opgeteld bij de zuigkracht van de bodem. Gewasverdamping wordt voorts beschreven als waterstroming van hoge potentiaal (lage zuigkracht; in de bodem) naar lage potentiaal (hoge zuigkracht; in de atmosfeer). Gewasfactoren die deze transpiratiestroom beïnvloeden zijn de weerstand van het gewas tegen waterstroming, en de kritische bladpotentiaal waarbij de huidmondjes sluiten. Deze kritische bladpotentiaal blijkt in grote mate de gewasgevoeligheid voor zout te bepalen (Roest et al. 1993).

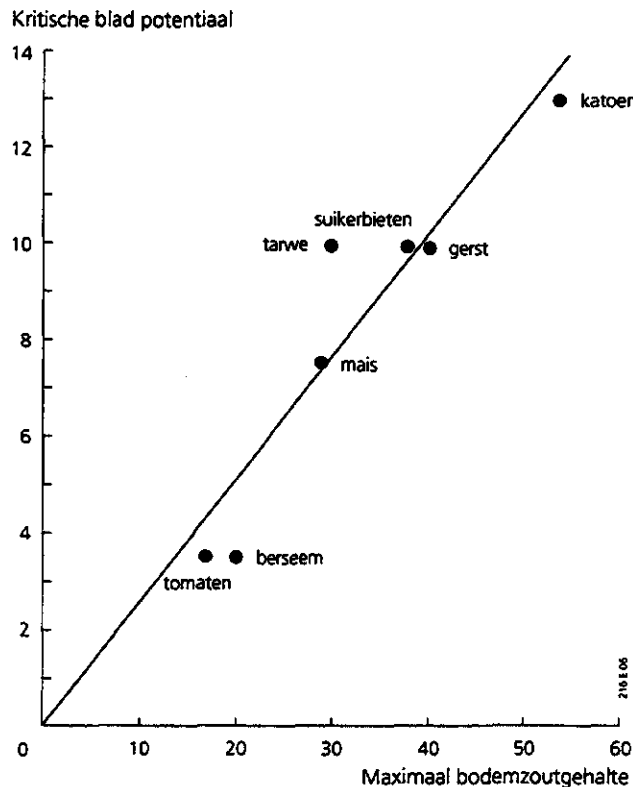


Fig. 6 Relatie tussen kritische bladpotentiaal en het maximale zoutgehalte in de wortelzone waarbij gewassen definitief afsterven, voor een aantal veldgewassen in Egypte

2.3.4 Simulatiemodellen

In de wateraanvoerstudie in Zuid-Holland was de vraagstelling eenvoudig: hoeveel wateraanvoer is nodig voor de poldergebieden Rijnland, Woerden, Delfland en Schieland teneinde de landbouw in de toekomst van kwalitatief voldoende water te voorzien. In Egypte was de vraagstelling meer gericht op het ontwikkelen van een methodiek om de planning van het waterbeheer nu en in de toekomst te kunnen ondersteunen. Voor de simulatie van het waterbeheer is dan ook gekozen voor het zo goed mogelijk volgen van de feitelijke planningscyclus in Egypte (Abdel Gawad et al. 1991).

Per jaar wordt op basis van het verwachte gewassenpatroon in de Nijldelta de waterallokatie vooraf ingeschat. Hiervoor worden de normbedragen voor het waterverbruik van de gewassen vermeerderd met de stedelijke waterbehoefte en verminderd met het grondwatergebruik en met de geplande hoeveelheid hergebruik van drainagewater. Deze procedure wordt op districts niveau uitgewerkt per irrigatiekanaal. Op landelijk niveau wordt vervolgens het totaalbeeld van de waterbehoefte samengesteld en worden, na overeenstemming te hebben bereikt, deze streefdebieten vertaald in streefpeilen bij de kunstwerken in het irrigatiesysteem. Voor dit onderdeel van het waterbeheer is het DESIGN model (figuur 7) ontwikkeld. Dit model bepaalt per hoofdkanaal de normwaterbehoefte en de streefpeilen per 10 dagen bij alle kunstwerken in het systeem.

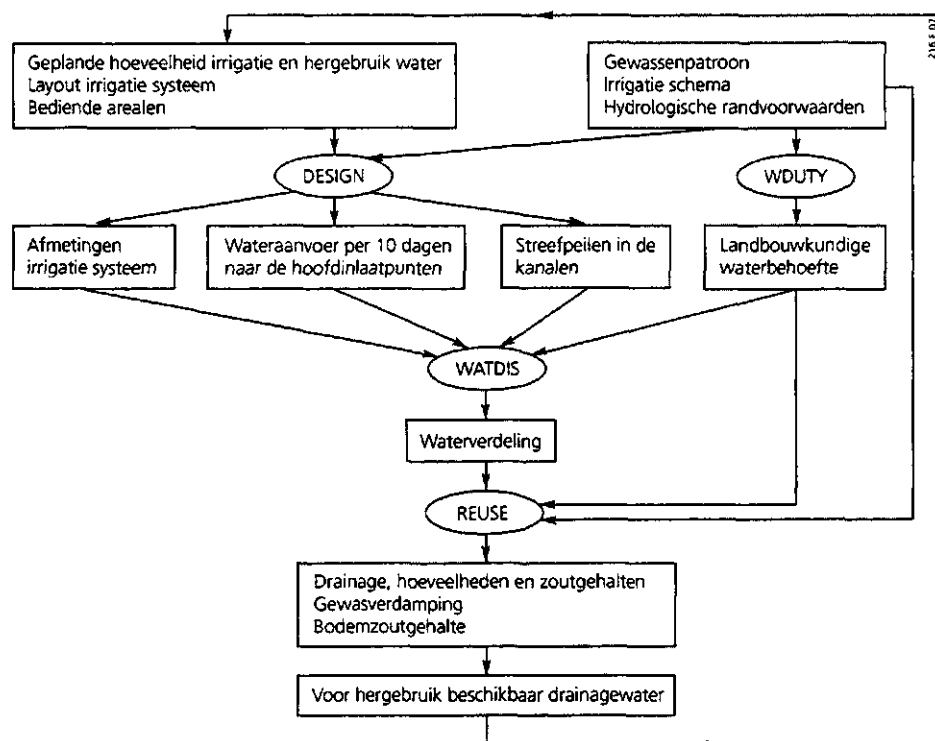


Fig. 7 Schematische weergave van het SIWARE modellenpakket, de sub-modellen en de voornaamste in- en uitvoer

De wateraanvoer naar de boerenvelden vindt plaats beneden maaiveld. Egyptische boeren moeten het water zelf uit het irrigatiesysteem pompen. Op dit tertiaire niveau wordt door de waterbeheerder het peil zoveel mogelijk gehandhaafd. Aangezien boeren zullen streven naar een maximale gewasopbrengst kan de werkelijke waterbehoefte nogal afwijken van de normbedragen die de waterbeheerder hanteert. Boeren zullen dan ook proberen zoveel mogelijk aan de werkelijke waterbehoefte van hun gewassen te voldoen. Voor de berekening van deze feitelijke waterbehoefte is het WDUITY model (figuur 7) ontwikkeld. Op basis van de maximaal toelaatbare duur voor anaërobe omstandigheden in de wortelzone wordt in dit model voor ieder gewas voor iedere rekeneenheid voor ieder irrigatie interval deze waterbehoefte behorende bij de maximaal toelaatbare natte omstandigheden uitgerekend.

Aangezien de normbedragen van het Ministerie in het algemeen geringer zijn dan de waterbehoefte voor maximale gewasopbrengsten, waar boeren naar zullen streven, zal de watervedeling over de Nijldelta niet gelijkmatig zijn. Boeren die dicht bij de wateraanvoer zitten kunnen meer water aan het systeem onttrekken, dan waar zij recht op hebben, en boeren die aan de uiteinden van het irrigatiesysteem zitten kunnen forse tekorten in wateraanvoer hebben. Voor het berekenen van deze confrontatie tussen 1) de normbehoefte van het Ministerie en 2) de waterbehoefte behorende bij maximale gewasopbrengsten, is het hydraulische WATDIS model (figuur 7) ontwikkeld. Omdat boeren er de voorkeur aan geven overdag hun velden te bevoelen en de wateraanvoer ook 's nachts voort duurt, kunnen in de nacht en vroege ochtend verliezen naar het drai-

nagesysteem optreden. Ook dit wordt in het WATDIS model in de berekeningen meegenomen.

Voor de berekening van de water- en zout-balans op veldniveau is het REUSE model (figuur 7) ontwikkeld. Het model controleert of de wateraanvoer via het irrigatiesysteem voldoende is voor de landbouwkundige vraag. Indien dit niet het geval is, dan wordt de wateraanvoer, indien fysiek mogelijk, aangevuld met drainagewater uit de drainagekanalen. De afvoer uit iedere rekeneenheid wordt gevolgd via het hoofddrainagesysteem, dat uiteindelijk uitmondt in de kustmeren of in de Middellandse Zee. Op plaatsen waar hergebruik via pompstations naar het irrigatiesysteem plaats vindt, wordt gecontroleerd of de bij de allocatie veronderstelde hoeveelheden ook daadwerkelijk beschikbaar zijn. Bij afwijkingen op maandbasis van meer dan 5% wordt een waarschuwing naar een speciale 'message file' geschreven. Voorts wordt benedenstrooms van deze mengpunten van irrigatie en drainagewater de waterkwaliteit herberekend. Indien er meerdere hergebruikpunten in serie voorkomen in een kanaal, dan wordt ook deze herberekening van het zoutgehalte herhaald.

2.3.5 Huidige stand van zaken

De kracht van het gebruik van simulatiemodellen bij de onderlinge afweging van beslissingen is bij het Egyptische 'Ministry of Public Works and Water Resources' duidelijk doorgedrongen. Op dit moment worden daarom, in samenwerking met een Nederlands en met een Egyptisch softwarebureau, gebruikersvriendelijke versies van het model ontwikkeld, die op dit Ministerie zullen worden geïnstalleerd.

In Noord-West India wordt op dit moment, in opdracht van het Ministerie van Ontwikkelingssamenwerking en in samenwerking met het ILRI, een versie van het SIWARE model die gekoppeld is aan een grondwaterstromingsmodel, ontwikkeld. De eerste contacten met het 'Irrigation Department' van de deelstaat Haryana duiden ook hier op een zeer grote belangstelling voor dergelijke beslissingsondersteunende modellen.

2.4 Conclusie

Wateraanvoerstudies voor zoutbeheersing voor Nederlandse omstandigheden, zoals voor de provincie Zuid-Holland, blijken op eenvoudige wijze uitgevoerd te kunnen worden. Via een rudimentaire GIS toepassing en sortering van invoergegevens kon op het rekenwerk met computers worden bespaard.

In Egypte waar zowel een wateraanvoer- als waterafvoersysteem bestaat zijn de deelgebieden via zowel het wateraanvoersysteem als via het waterafvoersysteem onderling gekoppeld. Door de invoering van hergebruik van drainagewater zijn bovendien het wateraanvoer en het afvoersysteem onderling gekoppeld. Het geavanceerde SIWARE model, dat beschouwd kan worden als een uitbreiding van het model gebruikt in Zuid-

Holland, blijkt een nuttige beslissingsondersteunende functie te hebben voor de waterbeheerders in Egypte.

In Noord-West India is behalve wateraanvoer via een irrigatienetwerk, regionale grondwaterstroming een belangrijke factor en bron voor bevoeding van veldgewassen. Onder deze omstandigheden worden de deelgebieden ook nog onderling gekoppeld via het grondwater.

Wat is begonnen als een wateraanvoerstudie voor enkele waterschappen in Zuid-Holland, is uitgegroeid tot een activiteit die in ontwikkelingslanden in aride en semi-aride gebieden, beheerders van irrigatiewater in staat stelt om investeringsbeslissingen beter gefundeerd te nemen. De druk op het schaarse beschikbare water is in deze landen veelal enorm, en de benodigde investeringen voor het beter benutten van deze bron zijn eveneens zeer groot. Door de onderlinge koppeling van de verschillende hydrologische deelsystemen in de simulatiemodellen wordt het mogelijk om de op termijn merkbaar wordende effecten van hoge grondwaterstanden en verzilting reeds vooraf te voorspellen. Investerings in de infrastructuur, die een levensduur hebben van 20 tot 50 jaar kunnen op basis van dergelijke toekomstverkenningen beter gefundeerd worden genomen.

Literatuur

Abdel Gawad, S.T., M.A. Abdel Khalek, D. Boels, D.E. El Quosy, C.W.J. Roest, P.E. Rijtema and M.F.R. Smit, 1991. Analysis of water management in the Eastern Nile Delta. Reuse of Drainage Water Project Report 30. Drainage Research Institute, Cairo, Egypt and DLO-Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.

Boheemen, P.J.M. van, 1980. Water requirement of the polder districts Delfland and Schieland. In Research Digest 1980, ICW, Wageningen, The Netherlands.

Boheemen, P.J.M. van, 1981. Berekening aanvoerbehoefte peilbeheer van enkele Zuidhollandse Hoogheemraadschappen. Waterschapsbelangen 66, 23.

Gumbel, E.J., 1954. Statistical theory of extreme values and some practical applications. National bureau of standards. Applied mathematics series, no. 33. Washington.

Rijtema, P.E. and A. Abou Khaled, 1975. 'Crop water use.' In: Research on crop water use, salt affected soils and drainage in the Arabic Republic of Egypt, by Abou Khaled et al. FAO Near East Regional Office, Cairo.

Roest, C.W.J., P.E. Rijtema, M.A. Abdel Khalek, D. Boels, S.T. Abdel Gawad and D.E. El Quosy, 1993. Formulation of the on-farm water management model 'FAIDS'. Reuse of Drainage Water Project Report 24. Drainage Research Institute, Cairo, Egypt, and DLO-Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.

Niet-gepubliceerde bronnen

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, 1979. Kwantitatieve waterbehoefte van de Hoogheemraadschappen Delfland en Schieland. Nota ICW 1115.

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, 1981. Voortgezet onderzoek kanaal Waddinxveen-Voorburg: wateraanvoerbehoefte voor peilbeheersing en zoutbelasting van boezemwateren. Deelrapport 1. Nota ICW 1249.

3 Vol animo aan het werk

Onderzoek naar emissie van stikstof en fosfor uit de landbouw naar grond- en oppervlaktewater

ir. P. Groenendijk

DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk gebied

3.1 Inleiding

De emissie van stikstof en fosfor uit landbouwgronden is in de loop van de afgelopen 20 jaar steeds meer als probleem onderkend. Het onderzoek heeft daarin een belangrijke rol gespeeld. Problemen zijn gesignaleerd, een begin is gemaakt met het kwantificeren van de omvang van deelproblemen en mogelijke oplossingsrichtingen worden verkend. Het onderzoek van DLO-Staring Centrum naar de belasting van grond- en oppervlaktewater met stikstof en fosfor heeft in deze ontwikkeling een duidelijke plaats ingenomen, onderzoek waarop dr.ir. P.E. Rijtema de afgelopen 20 jaar een belangrijke stempel heeft gedrukt. Eerst bij het ICW en sinds 1989 bij DLO-Staring Centrum. In de afgelopen 20 jaar is veel bereikt op het gebied van het schatten van de belasting van grond- en oppervlaktewater met N en P. De modelmatige aanpak is meer en meer centraal komen te staan in het onderzoek en er zullen weinig mensen zijn die wel het onderzoek van het SC-DLO op het gebied van stikstof en fosfaat kennen, maar nog nooit de naam ANIMO hebben gehoord.

Momenteel staan we voor de vraag welke kant uit te gaan met het onderzoek. Enerzijds zijn er vragen naar globale schattingen van de milieu-belasting, anderzijds komt er meer behoefte aan geïntegreerde benaderingen, zoals studies waarbij de bedrijfsvoering in verband wordt gebracht met het milieu-effect en schattingen van bijv. milieu-effecten als gevolg van waterhuishoudkundige maatregelen in het kader van verdrogingsbestrijding, veranderingen in grondgebruik en klimaatveranderingen. De analyse van de recente historie kan verhelderend werken bij een dergelijke bezinning. De systeemanalyse en de daaruit voortvloeiende modelmatige aanpak wordt daarbij centraal gesteld.

3.2 Historie

Eén van de eerste beschouwingen over milieu-effecten betreft een ICW-nota uit 1976, die handelt over de Emissie van fosfaat en stikstof uit landbouwgronden (Rijtema, 1976). Geconcludeerd wordt dat een duidelijk verband bestaat tussen waterbeheer en nutriëntenemissie. Verder wordt geconcludeerd dat voor zowel stikstof als fosfor in natuurgebieden de organische-stofkringloop van groot belang is. Beide zaken zijn nu, ongeveer 20 jaar later, weer actueel bij de vragen naar verdrogingsbestrijding door het

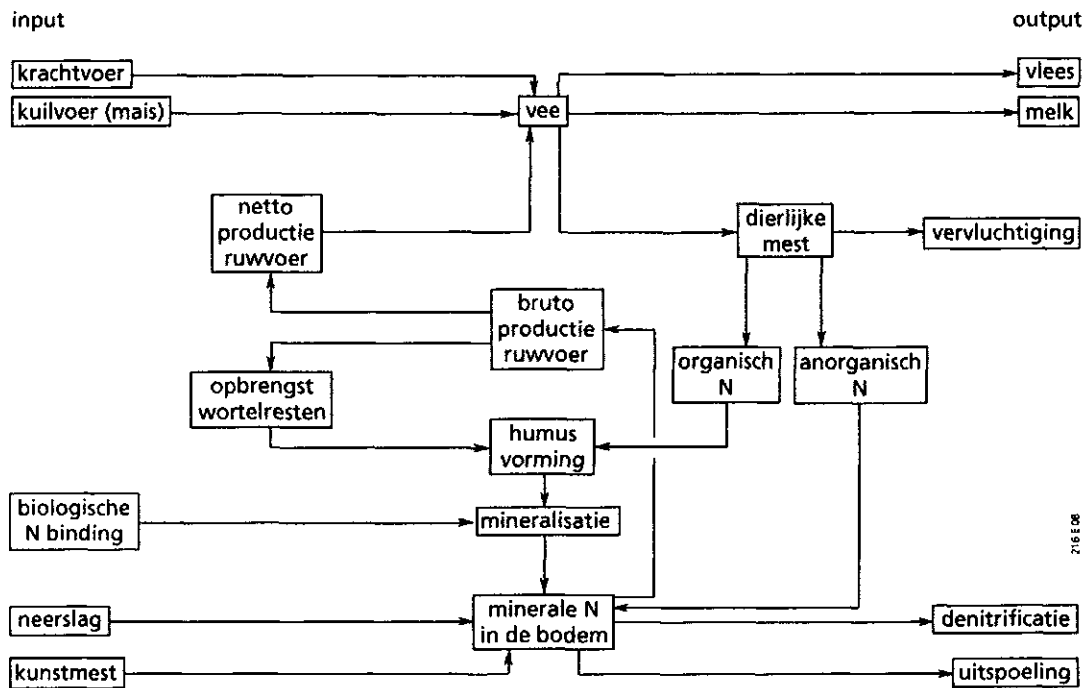


Fig. 1 Schema van de stikstofbalans van een veehouderijbedrijf

opzetten van waterpeilen, en het gedrag van stikstof en fosfor in de bodem bij sterk verlaagde mestgiften en functieverandering van gronden in het kader van natuurontwikkeling.

In 1977 werd een stikstofbalansmodel opgesteld voor de berekening van de stikstofuitspoeling op een rundveehouderijbedrijf. Dit model had de pretentie te kunnen dienen als uitgangsbasis voor milieu-effectstudies van cultuurtechnische werken en landbouwkundige maatregelen voor de verhoging van de eigen ruwvoederproductie (ICW, 1977). Uit de modelberekeningen bleek dat door verbetering van de productieomstandigheden, via profielverbetering, goede ontwatering en eventueel toepassen van beregening bij bedrijfsintensivering, de N-belasting van het oppervlaktewater lager wordt. In deze benadering werd voorbij gegaan aan het risico van nitraatuitspoeling naar het grondwater. In de jaren hierna werd het model uitgebreid met submodellen voor humificatie en mineralisatie. Hierdoor werd het mogelijk zowel de korte termijneffecten als de effecten op lange termijn van bedrijfsintensivering en ontwateringsmaatregelen te benaderen.

In een studie van Rijtema (1980) wordt een verband beschreven tussen de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem en de bruto droge-stofproductie. Tevens wordt een relatie tussen de toevoer van organische stikstof en organische-stofomzettingen beschreven en het effect van waterbeheer op denitrificatie en uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater. De verschillende aspecten zijn beschreven in een model dat op detail inmiddels verouderd is, maar dat wat betreft de benadering waarin verschillende processen worden geïntegreerd nog actueel is.

De modelmatige aanpak loopt als een rode draad door het uitspoelingsonderzoek. De milieu-effectrapportage van landinrichtingsprojecten heeft in de motivatie een belangrijke rol gespeeld. In 1981 wordt gemeld dat het landinrichtingsprogramma een beschrijving

dient te bevatten van de te verwachten gevolgen van maatregelen en voorzieningen die in het kader van de landinrichting worden getroffen voor onder andere de gesteldheid van water, bodem en lucht (ICW, 1981).

In 1983 wordt de wens geuit in het kader van evaluatie van landinrichtingsplannen en van milieu-effect-rapportage te kunnen beschikken over een praktisch hanteerbaar model dat de effecten van wijziging van bemestingsregime, bouwplan en waterhuishouding op de stikstofhuishouding kan voorspellen voor willekeurige Nederlandse situaties (ICW, 1983). De pretentie van het model was een voorspelling op langere termijn te geven met als belangrijkste uitvoergegeven de nitraatuitspoeling naar het diepere grondwater.

De nadruk van het model lag op de organische-stofhuishouding. Een juiste beschrijving hiervan werd noodzakelijk geacht voor simulaties op langere termijn. De in een bodemprofiel aanwezige hoeveelheid stikstof bevindt zich in het algemeen voor het grootste gedeelte in organische vorm. Veranderingen in deze voorraad zijn op langere termijn merkbaar en kunnen verschuivingen teweegbrengen in de hoeveelheid door mineralisatie vrijkomende anorganische stikstof, en daarmee ook op de uitgespoelde hoeveelheid nitraat.

Aanvankelijk werd gedacht het model op te bouwen uit 2 hoofdgedeelten:

- 1 een balansgedeelte voor de stikstofhuishouding in de bovengrond, waarin de beschikbaarheid en het verbruik van minerale stikstof in principe voor het gehele groeiseizoen zou worden berekend;
- 2 een transportgedeelte voor minerale stikstof voor de winterperiode, toegepast op zowel de bovengrond als de ondergrond tot de drainage-basis. In deze modelopzet ligt de nadruk meer dan voorheen op de ondergrond. Behalve de belasting van het freatische water, krijgen ook de belasting van het diepere grondwater en het oppervlaktewater aandacht.

Mede door de inbreng van medewerkers als Joantine Berghuijs, Theo Hoeijmakers en Koen Roest heeft de inhoud van het model in de jaren 1983 en 1984 vaste vorm gekregen. In het uiteindelijke model ANIMO worden de processen in één continue bodemkolom met tijdstappen van een dag of een decade beschreven. Ten behoeve van het model zijn twee eenvoudige hulpmodellen ontwikkeld (ICW, 1984):

- 1 het model WATBAL voor de berekening van de waterbalans in een onverzadigd/verzadigd systeem. In dit model wordt de bodem in twee lagen opgesplitst: de wortelzone en de ondergrond. Voor de wortelzone wordt de vochtinhoud gesimuleerd, voor de ondergrond het vochtdeficit. Ten behoeve van waterkwaliteitsmodellen wordt onderscheid gemaakt tussen water dat naar het diepere grondwatersysteem stroomt en water dat naar het oppervlaktewatersysteem wordt afgevoerd (Berghuijs-Van Dijk, 1985);
- 2 een sinusmodel voor de berekening van de bodemtemperatuur op verschillende diepten.

De eerste versie van het model ANIMO is gerapporteerd door Berghuijs et al. (1985). Deze eerste versie bevat alleen een beschrijving van de stikstofkringloop in samenhang met de organische stofcyclus. Beide kringlopen zijn schematisch weergegeven in resp figuur 2 en figuur 3.

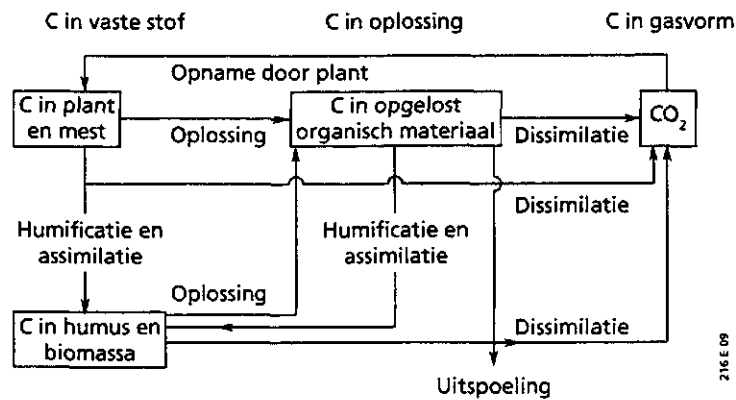


Fig. 2 Schema van de organische stofkringloop in ANIMO

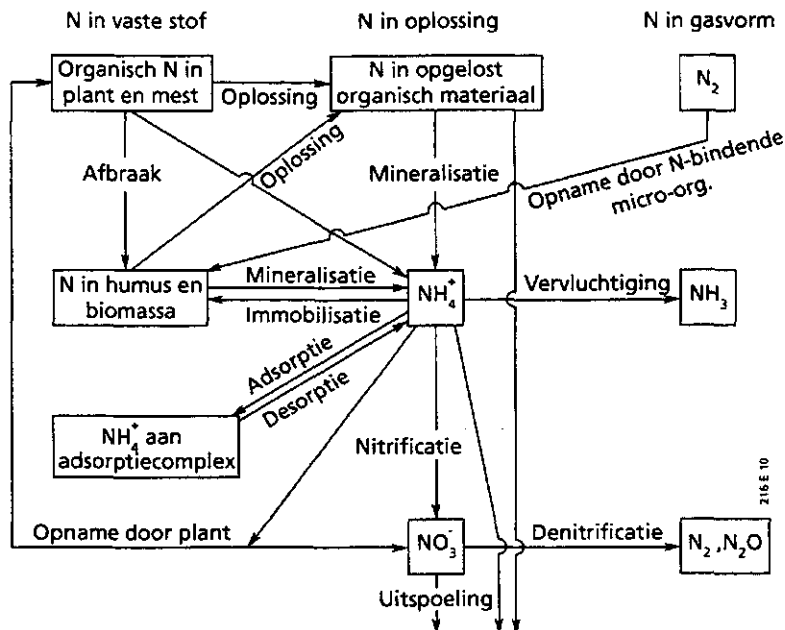


Fig. 3 Schema van de stikstofkringloop in ANIMO

In het model kan organische stof in de bodem voorkomen als vers organisch materiaal, opgeloste organische componenten en humus. Vers organisch materiaal wordt aan de bodem toegevoegd door bemesting, afgestorven plantenwortels en oogstverliezen, en wordt omgezet in humus. Naarmate het verse organische materiaal ouder wordt, verloopt de omzetting langzamer. De afbraakcurven van Kolenbrander (1969) van een reeks organische materialen is op wiskundige wijze te beschrijven als de eerste orde afbraak van een drietal fracties. De fractieverdeling wordt verkregen uit fitting aan de experimentele curve. De fracties zijn experimenteel niet te onderscheiden. In het model verloopt een gedeelte van de omzetting naar humus via de fase van het opgeloste materiaal. Opgelost materiaal stroomt mee met de waterfase. Op deze wijze kan humusvorming beneden de wortelzone plaatsvinden. De verhouding tussen het

organische materiaal dat direct wordt omgezet in humus en het gedeelte dat via de opgeloste fase wordt omgezet, is verkregen via modelcalibratie. De omzettingssnelheid in het model is afhankelijk van de temperatuur, de zuurgraad en de droogtegraad.

De stikstofkringloop vertoont nauwe samenhang met de koolstofkringloop. De verschillende organische verbindingen hebben alle hun eigen stikstofgehalte. Bij de transformaties naar humus komt een gedeelte van de stikstof vrij in de vorm van ammonium. Indien de zuurstofomstandigheden gunstig zijn, wordt het ammonium snel genitrificeerd. Ammonium kan adsorberen aan de vaste fase van de bodem. Zowel het opgeloste ammonium als het nitraat wordt met de waterstroom getransporteerd door de bodem. Beide componenten kunnen door het wortelstelsel van een gewas worden opgenomen. De mate waarin stikstof wordt opgenomen is, afhankelijk van de vraag van het gewas en de beschikbaarheid in de bodem. Grasland kan bij een ruim nitraataanbod in het bodemvocht een bepaalde voorraad in het gewas opslaan, die niet direct effectief in de eiwitsynthese wordt gebruikt. Deze luxe consumptie remt de opname van nitraat uit de bodem en is in het model op eenvoudige wijze beschreven als een diffusieproces.

De aëratie van de bodem heeft grote invloed op de omzettingprocessen. De zuurstofbeschikbaarheid wordt als een belangrijke verklarende factor voor mineralisatie en denitrificatie gezien. Indien niet voldoende zuurstof uit de lucht beschikbaar is, wordt nitraatzuurstof gebruikt bij de omzettingen en kan NO_3 worden omgezet in N_2 en N_2O . Voor de kwantificering van het zuurstofaanbod is een module ontwikkeld waarin vertikaal zuurstoftransport in luchtgevulde poriën en horizontaal zuurstoftransport in het bodemvocht rondom deze poriën wordt beschreven.

Een latere uitbreiding van ANIMO betreft de beschrijving van de fosforcyclus die in 1989 werd ingebouwd, ter gelegenheid van het project PAWN-vermesting (Kroes et al. 1990). De organische- fosforkringloop wordt op analoge wijze aan de organische stikstofcyclus beschreven. Voor de minerale fosfor wordt rekening gehouden met een tijdafhankelijk adsorptieproces en de mogelijkheid van precipitaatvorming bij overschrijding van de bufferconcentratie.

3.3 Belang van organische stof

De organische-stofkringloop in de bodem is vanaf het begin dat het modelonderzoek naar stikstofuitspoeling is gestart als een belangrijke verklarende factor beschouwd. Vooral bij stikstof ligt een groot gedeelte van de bodemvoorraad opgeslagen in de vorm van organisch stikstof. Zelfs bij intensieve landbouwgronden overtreft deze hoeveelheid meer dan 10 tot 100 maal de hoeveelheid stikstof die jaarlijks op het land wordt gebracht. In tabel 1 is een voorbeeld gegeven van de N- en P-balans van een intensief gebruikt graslandperceel op zandgrond.

Tabel 1 Voorbeeld van N- en P-balans (kg/ha/jaar) van de bodem tot op grondwaterniveau van intensief grasland (zandgrond)

	Stikstof		Fosfor	
	Organisch	Mineraal	Organisch	Mineraal
Toevoer:				
dierlijke mest	185	185	20	80
kunstmest	-	400		
oogstverliezen	125	15	10	
wortelresten				
dr.+natte dep.		30		
mineralisatie		250		20
Afvoer:				
vervluchting:		80	-	-
Bruto gewasopname:		660	-	60
mineralisatie	250		20	
denitrificatie:	-	100	-	-
uit- en afspoeling:	5	40	0.5	1
	55	0	9.5	39
Ophoping				
Aanwezig in wortelzone (kg/ha)	10 000	100	1 000	2500

In het voorbeeld bedraagt de netto N-opbrengst van het gewas 520 kg/ha/jaar. Deze hoeveelheid wordt voor een groot gedeelte gerealiseerd door de hoge kunstmestgift. De hoeveelheid stikstof die jaarlijks in omloop is bedraagt minder dan 10% van de totale voorraad. Voor fosfor bedraagt dit getal minder dan 3%. De dierlijke mest wordt toegediend in de vorm van drijfmest.

In veel modelsimulaties wordt verondersteld dat 15% van de organische stikstof in drijfmest zich in opgeloste vorm bevindt. In dit voorbeeld bedraagt de bodembelasting met opgelost organisch N 35 kg N/ha/jaar. Uit de omzettingen van het verse organische materiaal komt op jaarbasis eenzelfde hoeveelheid vrij. Deze mobiele componenten hebben echter een korte levensduur: een halfwaarde tijd minder dan een jaar bij de gemiddelde jaartemperatuur van 11 °C. Door de snelle afbraak is op 1 m -maaiveld ongeveer 10-20% van de oorspronkelijke hoeveelheid aanwezig. Bij een waterafvoer naar het oppervlaktewater van 300 mm/jaar is deze hoeveelheid van ca. 10 kg org. N/ha/jaar equivalent aan 3,5 mg org. N.l⁻¹. Met name in gronden met ondiepe grondwaterstanden kan de afvoerroute van de mobiele organische stikstof tot overschrijding van de norm 2,2 mg N-tot.l⁻¹ leiden.

Bij fosfor ligt de verhouding tussen organisch-P en mineraal-P geheel anders. Echter de organische voorraad kan van belang worden voor gronden waarop evenwichtsbemesting wordt toegepast. Voor het organische materiaal wordt de mineralisatie op 1,5 à 2% per jaar geschat. Wanneer de desorptiesnelheid van het minerale fosfaat dat in de bodem is geadsorbeerd minder dan 0,7% per jaar bedraagt, is de organische voorraad belangrijker voor het in stand houden van de bodemvruchtbaarheid dan de gesorbeerde voorraad.

Vaak wordt een N:P verhouding in organische stof van 10:1 gehanteerd. Wanneer bovenstaande veronderstellingen juist zijn, zal het water dat naar het oppervlaktewater wordt afgevoerd een concentratie organische fosfor van 0,35 mg P.l⁻¹ kunnen bevatten.

Deze benadering waarin de organische-stofkringloop centraal staat is weer actueel bij de invulling van het begrip duurzame landbouw. In recente werkgroepen die pogingen hebben ondernomen de verliezen van en overschotten aan stikstof en fosfaat van landbouwpercelen te kwantificeren, is het probleem hoe om te gaan met de ophoping van meststoffen in organische stof weer onderkend.

3.4 Toepassingen

Sinds het gereed komen van de eerste versie van ANIMO is ruime ervaring opgedaan met het model. Het is toegepast in een groot aantal onderzoeksprojecten. De meeste toepassingen betreffen toepassingen op regionale schaal:

- In 1988 werd de nitraatuitspoeling en nitraatconcentratie in het Zuidelijk Peelgebied berekend bij verschillende bemestingsniveaus en bij verschillende scenario's van de drinkwateronttrekking uit het grondwater (Drent et al., 1988);
- In een aantal beekdalen in Noord-Brabant werden uitspoelingsberekeningen uitgevoerd als onderdeel van het opstellen van een methodiek om de gewenste breedte van bufferzones tegen nitraatinspoeling te schatten (Adriaanse en Kemmers, 1988);
- In de provincie Gelderland werd een studie uitgevoerd naar nitraatuitspoeling in drinkwaterwingebieden (Van der Bolt et al., 1990).

In de volgende paragrafen zijn toepassingen van ANIMO in drie andere studies meer uitgebreid behandeld.

3.4.1 Beerze-Reusel

In het stroomgebied van de Beerze en de Reusel in Midden-Brabant is het model ingezet, in samenhang met het regionale grondwaterstromingsmodel SIMGRO, om effecten van mestbeperking, functieverandering, en waterhuishoudkundige scenario's op stikstof en fosfor te berekenen. In de berekeningen is uitgegaan van een min of meer uniforme belasting op grasland in de periode van de tachtiger jaren. Als onderdeel van de globale toetsing van het model is het gemiddelde en de standaardafwijking van de gesimuleerde nitraatuitspoeling van alle subgebieden per grondwatertrap berekend. Door deze uitspoelingen te delen op de uitspoeling van de hoogste gronden zijn factoren berekend die kunnen worden vergeleken (figuur 4) met de correctiefactoren voor nitraatuitspoeling zoals deze zijn geschat door Boumans et al. (1989) en Steenvoorden (1988). Voor de droge gronden liggen de berekende factoren in dezelfde orde van grootte als de empirisch bepaalde factoren. Bij de bijzonder natte gronden wordt in het model geen nitraatuitspoeling berekend terwijl de empirische factoren nog steeds een

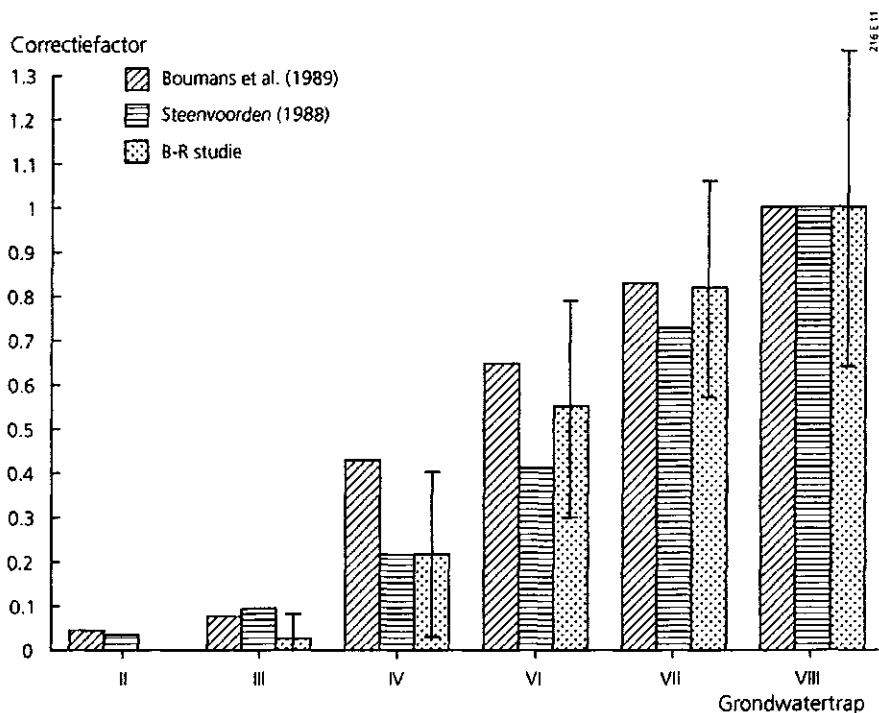


Fig. 4 Correctiefactoren voor nitraatuitspoeling op zandgronden volgens Steenvoorden (1988), Boumans et al. (1989) en afgeleid uit een gebiedsstudie met ANIMO in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel

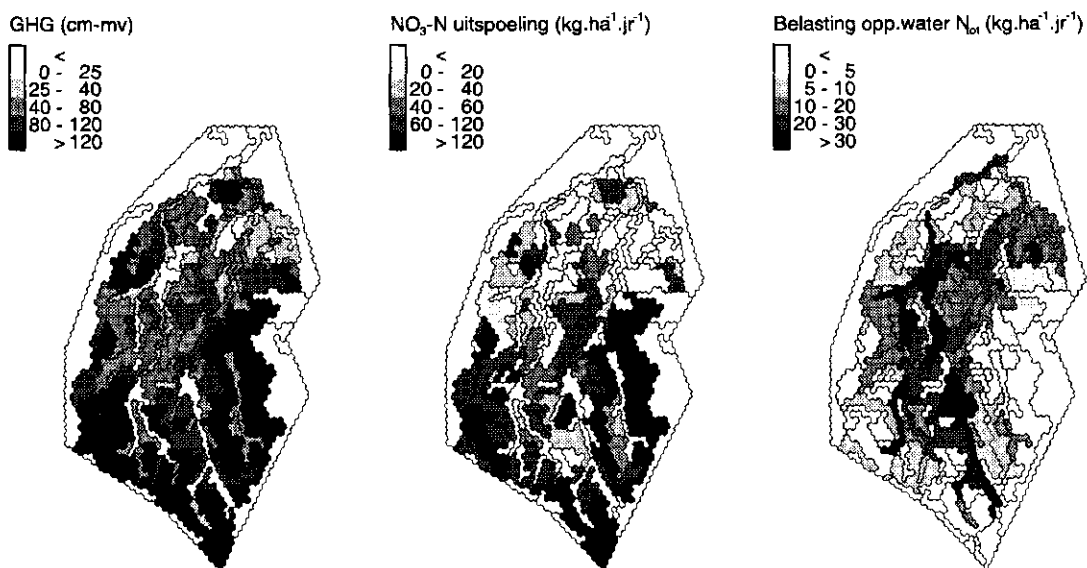


Fig. 5 Berekende GHG, nitraatuitspoeling naar grondwater en N-tot afvoer naar oppervlaktewater van grasland in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel

nitraatuitspoeling indiceren ter grootte van enkele procenten van de uitspoeling bij Gt VIII.

Hierbij is op te merken dat de natte gronden in het model voornamelijk gronden zijn met kwel waarbij het neerslagoverschot grotendeels in de zone tot 1 m - mv lateraal

wordt afgevoerd naar sloten. Het toegediende en gevormde nitraat krijgt nooit de kans het grondwater in de zone tussen 1 en 2 m - maaiveld te bereiken. De lijnen in de staafdiagram van de factoren voor nitraatuitspoeling geven de standaardafwijking weer per grondwatertrap. Binnen het regime van een grondwatertrap kunnen aanzienlijke afwijkingen bestaan tov het gemiddelde. Het werken met correctiefactoren levert slechts een globale schatting op, de factoren zijn niet geschikt voor de schatting op perceelsniveau. In figuur 5 zijn enkele resultaten van dit onderzoek weergegeven als gebiedskaarten: de berekende gemiddelde hoogste grondwaterstand, de nitraatuitspoeling onder grasland in het jaar 1990, en de N-tot afvoer naar het oppervlaktewater in 1990.

In de figuur waarin de GHG is weergegeven is duidelijk het patroon van de beken in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel met lage oevergronden te herkennen. In het zuidelijk gedeelte van het gebied komen veelal gronden voor met Gt VII en Gt VIII. Figuur 5 laat duidelijk de invloed van de grondwaterstand op de nitraatuitspoeling zien. Voor de oevergronden met ondiepe grondwaterstand wordt berekend dat de nitraatconcentratie nul bedraagt. Op de hoge gronden kan de nitraatconcentratie de waarde $100 \text{ mg NO}_3\text{-N.l}^{-1}$ overschrijden. De afvoer van stikstof naar het oppervlaktewater is weergegeven in figuur 5c. In de gebieden met lage gronden wordt berekend dat de belasting van het oppervlaktewater meer dan 30 kg N.ha^{-1} kan bedragen. Een gedeelte van deze stikstof is afkomstig uit de ondergrond en bereikt het oppervlaktewater via het kwelwater.

De afvoer van fosfor naar het oppervlaktewater is weergegeven in figuur 6. In de berekeningen is de belasting met organisch-P groter dan de belasting met mineraal-P. Deze uitkomsten zijn moeilijk te verifiëren. Metingen van fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater behoeven niet representatief te zijn voor de onderlinge verdeling tussen verschillende componenten, aangezien in het watersysteem een aantal processen plaatsvinden alvorens een watermonster kan worden genomen.

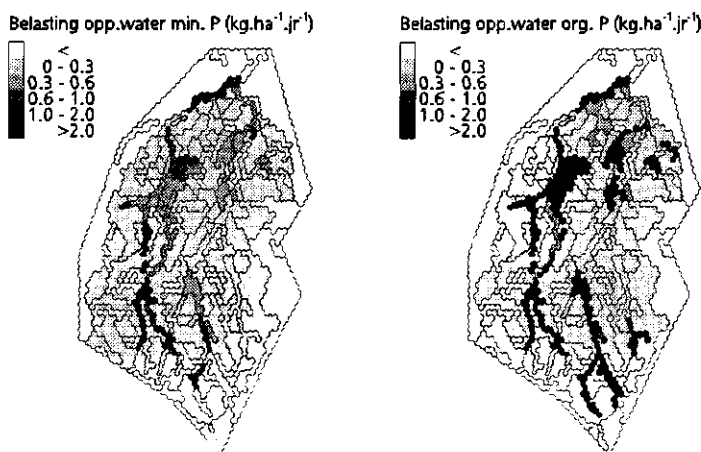


Fig. 6 Afvoer van mineraal en organisch fosfor naar het oppervlaktewater van grasland in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel

3.4.2 Bergambacht

Een recente ontwikkeling betreft de geïntegreerde modellering van nutriëntenstromen in zowel de bodem als het oppervlaktewatersysteem in het peilgebied Bergambacht in de Krimpenerwaard. Voor de beschrijving van nutriëntenprocessen in het oppervlaktewater werd het model NUSWA ontwikkeld (Van der Kolk en Drent, in prep.). Met ANIMO is de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater uit veengronden gesimuleerd, als onderdeel van een studie naar de effectiviteit van maatregelen ter verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater in genoemd gebied (Hendriks et al., 1994). Met de gekoppelde modellen ANIMO en NUSWA voor de kwaliteit en FLOC (Oostindie en Bronswijk, 1992) en SIMWATS (Hendriks, in prep.) voor de berekening van waterstromen in de bodem en het slotensysteem zijn scenario's gesimuleerd (figuur 7).

Het model NUSWA simuleert processen die samenhangen met de concentratie van organische en minerale stikstof- en fosforverbindingen in de waterfase en het sediment. De pretentie van het model is de concentraties op regionale schaal te voorspellen. Een volgende versie zal gevalideerd kunnen worden aan experimentele resultaten uit het procesonderzoek, verricht in het proefslotencomplex van DLO-Staring Centrum op 'de Sinderhoeve'. In het model wordt het transport van nutriënten in de waterlopen gesimuleerd op basis van de waterstromen tussen knooppunten van het regionale waterstromingsmodel.

Het modelonderzoek heeft uitgewezen dat frequent verwijderen van de gehele baggerlaag een negatieve invloed heeft op de denitrificatiecapaciteit van het oppervlaktewater-watersysteem en daarmee zou kunnen leiden tot hogere N-concentraties. In de praktijk doet zich deze situatie echter niet voor, omdat de baggerlaag nooit volledig wordt verwijderd. Baggeren heeft in het onderzoek wel een essentiële verlaging van P-concentraties tot gevolg. Verwijdering van kroos, dat veelvuldig aanwezig is in het peilgebied Bergambacht, resulteert in een 20% reductie van N-concentratie en een vermindering van de P-concentratie groter dan 50%. In de studie werd het belang van de natuurlijke achtergrondbelasting en nutriëntenrijke kwel voor de eutrofiëring opnieuw bevestigd.

3.4.3 PAWN-vermesting

Een belangrijke mijlpaal in de geschiedenis van ANIMO is de PAWN-vermestingstudie geweest. Voor de beleidsvoorbereiding van de Derde Nota Waterhuishouding is in samenwerking met het WL en het RIZA de belasting van grond- en oppervlaktewater voor heel Nederland geschat voor de situatie in 1985 en voor enkele jaren in de toekomst bij enkele mestscenario's. Figuur 8 geeft een overzicht van de belangrijkste informatiestromen in het project. De hydrologische gegevens zijn door het WL aangemaakt met het model DEMGEN voor een reeks weerjaren (1971 t/m 1985) en voor een droog, gemiddeld en een nat jaar. Voor de berekening van de afvoer naar het oppervlaktewater is door DEMGEN een drainageflux uitgerekend, die in het model ANIMO op basis van de relatie tussen grondwaterstand en ontwateringsflux is omgezet

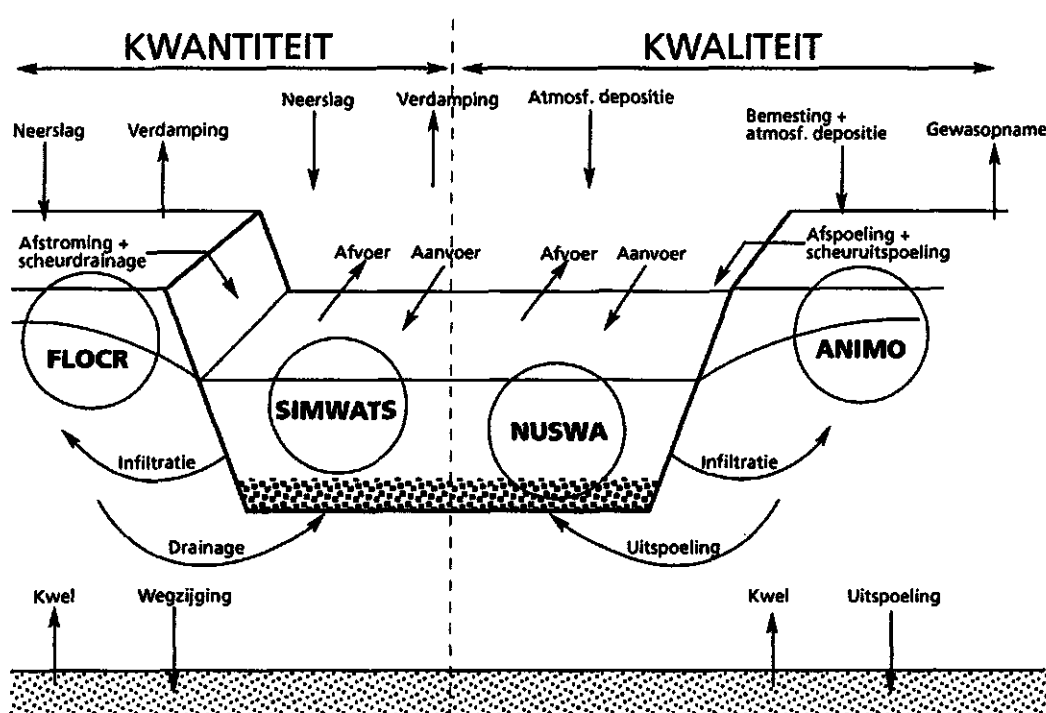


Fig. 7 Gekoppelde modellen ANIMO en NUSWA ter berekening van N- en P-concentraties in het oppervlaktewater op regionale schaal

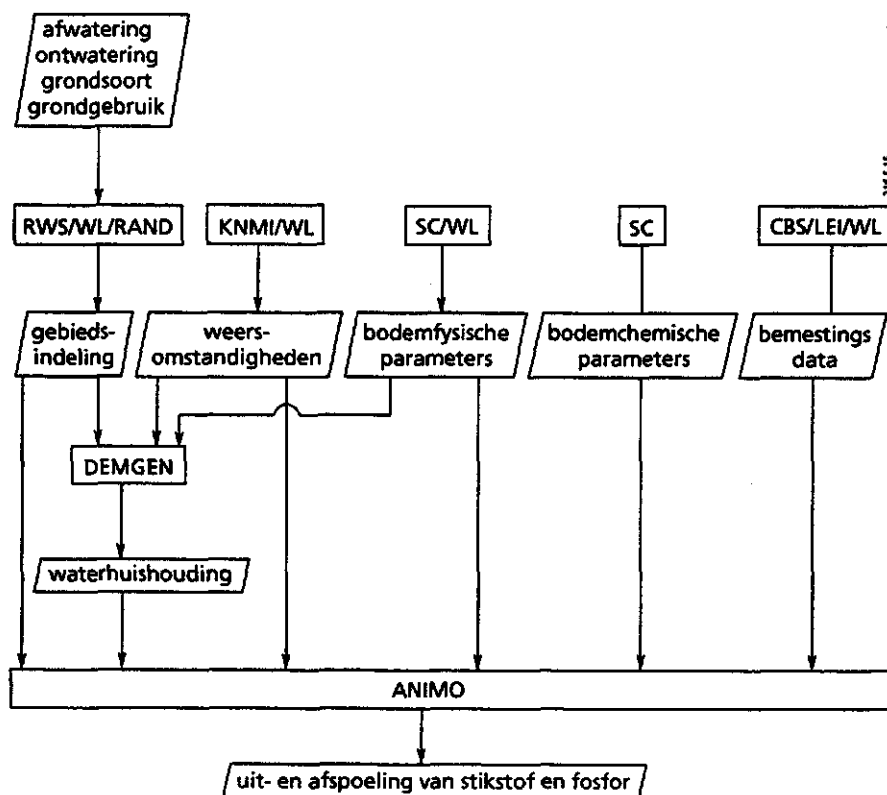


Fig. 8 Belangrijkste informatiestromen bij de berekening met ANIMO van N- en P-afvoer naar oppervlaktewater op landelijke schaal (naar Kroes et al., 1990)

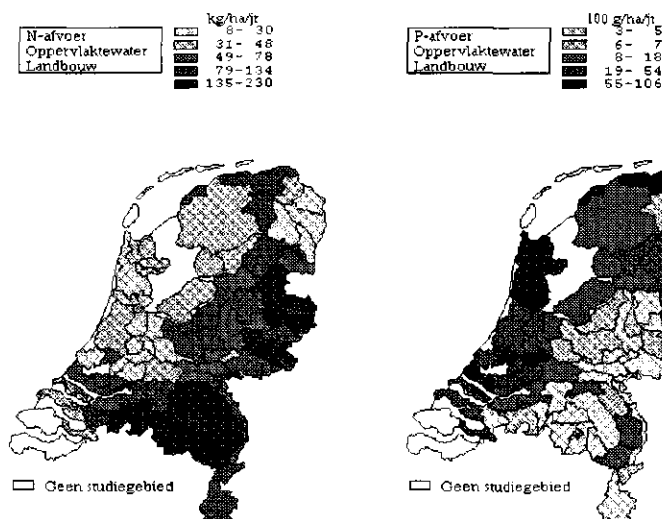


Fig. 9 Berekende N- en P-afvoer van landbouwgronden in het jaar 1985, berekend met het PAWN-instrumentarium.

naar twee ontwateringsmiddelen, één met korte en één met lange verblijftijden. Een groot gedeelte van de voor ANIMO benodigde bodemfysische gegevens zijn gerelateerd aan de bodemfysische gegevens die in eerdere PAWN-studies zijn gehanteerd. Voor de het genereren van de bodemchemische gegevens is een landelijke schematisering van de bodem uitgevoerd naar de belangrijkste kenmerken voor fosfaatvastlegging.

De samenstelling van databestanden, rekenprocedures en simulatiemodellen wordt in vakjargon het PAWN-instrumentarium genoemd. Uit de resultaten is geconcludeerd dat een reductie van de stikstofafvoer naar het oppervlaktewater in het jaar 2000 van ruim 40% voor mogelijk moet worden geacht bij de invoering van de eindnormen voor mestbeperking in het jaar 1995. De studie is uitgevoerd in 1990, een periode waarin nog geen sprake was van het mestakkoord. Voor de toekomst is zelfs bij vergaande mestbeperking een lichte stijging van de fosfaatafvoer naar het oppervlaktewater berekend. De resultaten voor N- en P-afvoer naar het oppervlaktewater in het jaar 1985 zijn weergegeven in figuur 9.

Voor de langere termijn is berekend dat de stikstofafvoer zal kunnen dalen tot 50% van de afvoer in 1985. Voor fosfor werd geconcludeerd dat het mestbeleid geen direct effect heeft op de afvoer naar het oppervlaktewater. De fosforvastlegging in de bodem verandert echter wel. De gemiddelde vastlegging van fosfor neemt af in de bovenste 50 cm van het bodemprofiel. Fosfor spoelt daarmee uit naar grotere diepte, waardoor de bodem minder verzadigd raakt. De kans dat fosfor vanuit diepere bodemlagen naar het oppervlaktewater wordt afgevoerd zal toenemen.

In de simulaties van Van der Bolt et al. (1994) neemt de fosforbelasting van het oppervlaktewater bij mestbeperkende maatregelen af met ca. 30% over een periode van 30 jaar. Dit lijkt in tegenspraak met de resultaten uit het project PAWN-vermesting. Het verschil is grotendeels te verklaren uit het gedrag van organisch P-componenten. In de studie van Van der Bolt et al (1994) dragen met name de natte gronden in de

nabijheid van de beken bij aan de belasting van het oppervlaktewater (figuur 6). In deze natte gronden is de omzettingssnelheid geringer dan in droge gronden en vindt de afvoer naar het oppervlaktewater zo snel plaats dat niet alle opgeloste componenten zijn omgezet, waardoor een gedeelte tot afvoer kan komen. Een verminderde belasting van de bodem met drijfmest resulteert in een reductie van de afvoer naar het oppervlaktewater. In de hydrologische schematisering van de PAWN-vermestingsstudie komen dergelijke natte gronden niet voor. De belasting van het oppervlaktewater vindt dan met name plaats in de minerale vorm.

Dergelijke op het eerste oog tegenstrijdige modeluitkomsten roepen vragen op, aangezien de conclusies van de twee studies bij dezelfde vraagstelling anders zijn. Een verklaring kan worden gezocht in de verschillende hydrologische schematiseringen. Echter, een andere oorzaak kan ook gelegen zijn in onjuiste veronderstellingen in het model tav het gedrag van opgelost organisch fosfor. Voor de situatie met fosforuitspoeling als gevolg van hoge drijfmestgiftigen op natte zandgronden is het model tot nu toe niet gevalideerd.

3.5 De kwaliteit van kwaliteitsmodellen

De pretentie van het model ANIMO is toegepast te worden op regionale schaal. Het ontwikkelen van een regionaal model en het regionaliseren van processen voegt een nieuwe dimensie toe aan modelonderzoek naar uit- en afspoeling van nutriënten. Een samenhang tussen de te beschrijven effecten, de schaal waarop het model wordt toegepast en het detail waarmee processen worden beschreven is gewenst. Enkele processen zijn globaal beschreven, zoals de vervluchtiging van ammoniak. Andere processen worden met groot detail beschreven, zoals humificatie en denitrificatie. Het mechanisme van zuurstoftransport in en rondom een luchtgevulde porie in de bodem wordt als de belangrijke bepalende factor gezien voor de zuurstofbeschikbaarheid in een bepaalde bodemlaag. De beschrijving van het proces wordt in het model opgeschaald naar een perceel en een regio.

De nitraatuitspoeling kan vaak redelijk goed worden beschreven door één of enkele parameters in te regelen. De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater blijken gevoelig te zijn voor met name de aëratie van de bodem en de beschrijving van de zuurstofdiffusie in de bodem. Door Kroes (1988) is in een gevoeligheidsanalyse aangegeven dat bij geringe aanpassing van de parameters die het verband tussen het bodemluchtgehalte en de diffusiecoëfficiënt beschrijven een behoorlijke afwijking wordt berekend van de nitraatuitspoeling in een referentieberekening (figuur 10). In deze figuur is tevens de berekende afwijking weergegeven van de nitraatuitspoeling bij verlaging van de grondwaterstand.

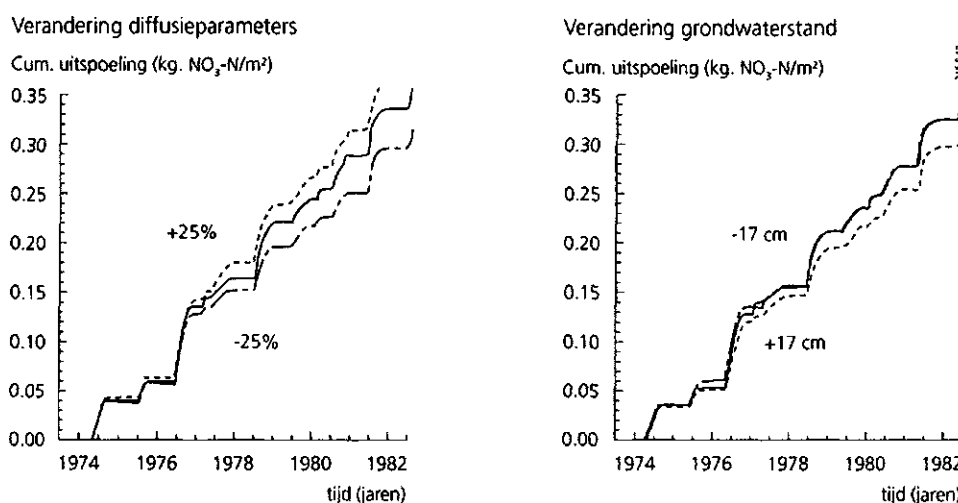


Fig. 10 Afwijking van de nitraatuitspoeling bij verlaging van de grondwaterstand en bij aanpassing van de diffusieparameters.

De relatieve verandering van de diffusieparameters heeft in dit voorbeeld een groter effect op de nitraatuitspoeling dan de relatieve verandering van de grondwaterstand. Door Van der Bolt et al. (1990) is aangetoond dat een dergelijke gevoelige reactie op bodemfysische condities ook te beschrijven is met de aanpassing van de waterretentiekarakteristiek. Voor dit onderzoek naar de nitraatuitspoeling in de beschermingszone van het pompstation 't Klooster is op tien representatieve percelen gedurende één jaar de grondwaterkwaliteit van het bovenste grondwater maandelijks gemeten op drie lokaties per perceel. De variatie tussen de gemeten nitraatconcentraties op één perceel blijkt groot te zijn. Vergelijking van de simulatieresultaten met ANIMO toonde aan dat de orde van grootte van de berekeningen overeen komt met de waarnemingen. De afwijkingen per perceel zijn aanzienlijk. Om dit verschijnsel nader te analyseren, zijn berekeningen uitgevoerd van de nitraatuitspoeling met verschillende pF-curves, gemeten op hetzelfde perceel. Een gering verschil tussen de pF-curves kan tot aanzienlijke verschillen in de berekende nitraatconcentratie leiden (figuur 11). De grote verschillen tussen de onderlinge punten per perceel kunnen worden verklaard uit kleine verschillen in de bodemfysische eigenschappen.

De resultaten zijn gevoelig voor het berekende luchtgehalte in de bodem en de zuurstofdiffusie-mogelijkheden en daarmee samenhangend de fysische eigenschappen van de bodem. Door deze hoge mate van modelelasticiteit is het model relatief gemakkelijk in te regelen voor specifieke situaties, maar is het minder robuust in situaties waar geen gegevens zijn om het model aan te ijken.

Het gebruik van procesbeschrijvingen die zijn afgeleid op fijne schaal in modellen die rekenen op een veel globalere schaal is een veelvoorkomend verschijnsel. De wet van Darcy wordt toegepast in grondwatermodellen met elementen die soms meerdere kilometers lang zijn. De continuïteitswet en de wet van Darcy zijn twee belangrijke veronderstelde wetmatigheden in verzadigde grondwaterstromings-modellen. Het

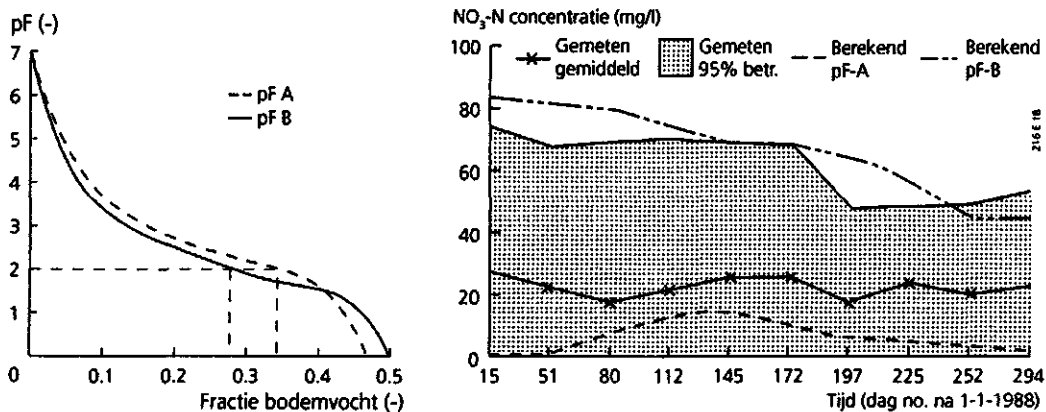


Fig. 11 In de gevoeligheidsanalyse toegepaste pF-curve (links); gemeten en berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater in de gevoeligheidsanalyse van het model ANIMO (Van der Bolt et al., 1990) (rechts)

uitspoelingsmodel ANIMO kent echter een veelvoud aan dergelijke veronderstelde wetmatigheden. Daadwerkelijk toetsen van de correctheid van de procesbeschrijvingen aan de hand van objectieve criteria op een dergelijke schaal is haast onmogelijk. In het algemeen kent het vertrouwen dat de gebruiker in de resultaten van het model stelt een subjectief element. Het wantrouwen van de opponent kent dezelfde mate van subjectiviteit. De wetenschappelijke discussie blijft vaak steken omdat bewijsvoering en falsificatie te veelomvattend zijn.

Bij toepassingen wordt veelal gewerkt met literatuurgegevens als bron voor de modelparameters. Deze gegevens zijn alle in een bepaalde situatie vastgesteld. Het gebruik van verschillende bronnen voor de parametrisatie van verschillende processen bergt het gevaar in zich dat de modelparameters niet goed op elkaar aansluiten. Grondige toetsing en validatie op regionale schaal van ANIMO is een moeilijke onderneming. Om deze reden heeft toetsing van het model alleen op perceelsniveau plaats gevonden. Dit betreft een toetsing van het gedrag van het totale model op de doelgrootheden: stikstof- en fosforuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Validatie op het niveau van individuele processen heeft nagenoeg niet plaatsgevonden. Hiervoor zijn enkele redenen aan te voeren. Procesbeschrijvingen zijn soms moeilijk te toetsen aan experimentele gegevens. Een indirecte toetsing via modelvalidatie aan andere grootheden is eveneens te moeilijk, aangezien meerdere combinaties van modelparameter-waarden kunnen leiden tot hetzelfde resultaat.

Het is soms niet duidelijk wat een toetsing op procesniveau toevoegt aan de betrouwbaarheid van het model. Voor toepassingen waarin een globaal antwoord wordt verwacht, voegt een grondige toetsing weinig toe. De vraag kan dan wel gesteld worden of de inzet van een eenvoudiger model niet hetzelfde resultaat zou kunnen opleveren.

In het EEG-onderzoeksproject met verschillende nitraatuitspoelingsmodellen is een vergelijking uitgevoerd tussen de modellen ANIMO, EPIC, LEACHM, RENLEM en SWATNIT (Reiniger et al., 1990). De vergelijking tussen berekende en gemeten concentraties op een diepte 1 m-mv van de modellen ANIMO en EPIC is weergegeven in figuur 12.

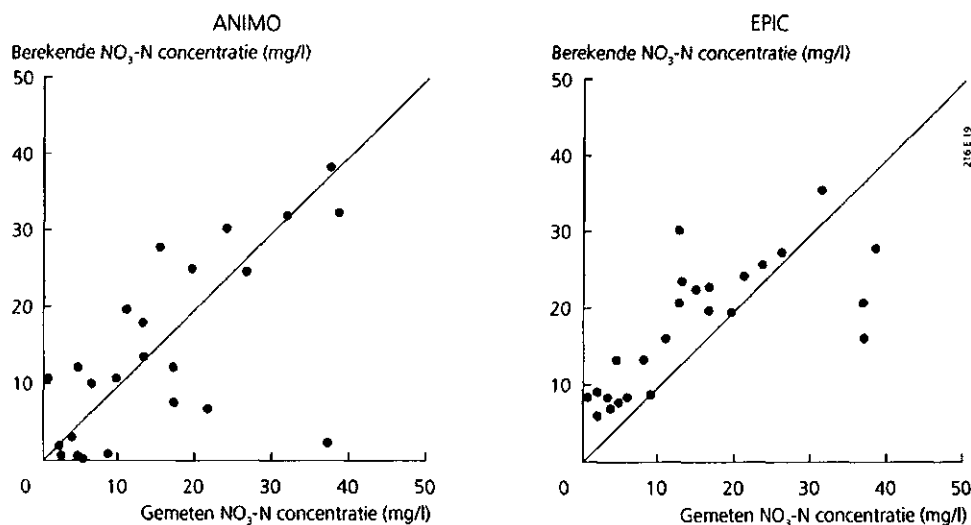


Fig. 12 *Vergelijking van berekende en gemeten nitraatconcentraties van de modellen ANIMO en EPIC*

Modellen van verschillende complexiteit leverden in grote lijnen antwoorden met dezelfde nauwkeurigheid. Zowel in het hoge als het lage concentratietraject is de door ANIMO berekende gemiddelde waarde bevredigend, de onderlinge resultaten vertonen wel een grote spreiding rond de 1:1-lijn. Het model EPIC is veel eenvoudiger dan ANIMO. EPIC overschat de concentraties systematisch, de spreiding rond de 1:1-lijn is echter minder groot. Indien de vraag globaal van karakter is, kan de inzet van een eenvoudiger model bevredigende resultaten opleveren.

Met een meer deterministisch model kunnen uitspraken worden gedaan buiten het directe bereik van toetsing, mits de mechanismen en drijvende krachten correct zijn beschreven. Controle van de correctheid kan alleen plaatsvinden door toetsing op procesniveau en/of het niveau van een groep samenhangende processen.

De verschillende omzettings- en transportprocessen in de bodem zijn in ANIMO beschreven met een reeks differentiaalvergelijkingen. Binnen de periode van de tijdstap is de oplossing analytisch. De diepte-dimensie is gediscrètiseerd in bodemlagen. Er kan zich een discrepantie voordoen tussen de tijd- en de diepteschaal van het model en de processchalen. Een analyse van de tijd- en diepteschalen van zowel processen als modelformuleringen kan leiden tot een beter inzicht in het modelgedrag, en biedt daarmee de mogelijkheid de betrouwbaarheid beter te kwantificeren. Als voorbeeld kan worden genoemd de rekenwijze met volledig gemengde rekenlagen die een afvlakking van het fosfaatfront in de bodem veroorzaakt. Een sterke afvlakking door het hanteren van dikke rekenlagen kan leiden tot een sneller transport naar grotere diepten dan in werkelijkheid plaatsvindt. Hierdoor heeft het fosfaat eerder het niveau van het bovenste grondwater bereikt en zal het sneller tot afspoeling komen dan bij een steiler front, berekend met dunnere bodemlagen.

Voor een bepaalde modeltoepassing zijn niet alle processen in gelijke mate relevant. De nitrificatiesnelheid heeft weinig invloed op de uitspoeling van nitraat naar het diepere grondwater op droge gronden. Voor dergelijke vragen zou het nitrificatieproces ook buiten het model gelaten kunnen worden door te veronderstellen dat alle toevoegingen van minerale N aan de bodem geschiedt in de vorm van nitraat.

De betrouwbaarheid van het model is moeilijk te kwantificeren. Voor de nabije toekomst staan gevoeligheids- en onzekerheidsonderzoek op het programma die tot meer inzicht zullen leiden in de gevoeligheid van het model voor de modelinvoer en de parameterwaarden, en het belang van de individuele processen. Onderzoek naar de samenhang tussen de tijd- en ruimteschalen van de processen, de wijze waarop ze in het model zijn beschreven, en de beschikbaarheid en kwaliteit van gegevens kan eveneens sterk bijdragen aan een betere kwantificering van de betrouwbaarheid.

3.6 Tot besluit

Er is wel het een en ander veranderd sinds eind jaren 70, de periode dat dr.ir. P.E. Rijtema zijn eerste stikstofmodel formuleerde. Ging het graslandbedrijfsmodel uit van landbouw waarin optimalisatie van middelen en inputs voor de maximalisatie van produktie een belangrijke rol speelde, tegenwoordig dienen antwoorden te worden gezocht op vragen van de gelimiteerde landbouw die meer dan vroeger wordt beheerst door plafonds tav produktiequota en milieurandvoorwaarden. De samenhang van vraagstukken over de duurzaamheid van de landbouw, het milieu en kansen voor de natuur maken meer nog dan vroeger een integrale benadering van de vraagstukken noodzakelijk. De filosofie achter het graslandbedrijfsmodel (Rijtema, 1980) is echter nog steeds actueel.

De montage van kennis in de vorm van de bouw van simulatiemodellen voor de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar grond- en oppervlaktewater heeft een hoge vlucht genomen. Modelsimulaties blijken een nuttig hulpmiddel te zijn bij het beantwoorden van vragen en het formuleren van nieuwe vragen. Meerdere modeltoepassingen hebben dit uitgewezen.

Bij de voortschrijding van het milieu-onderzoek met modellen zal verlangd worden dat de antwoorden op vragen meer en meer genuanceerder en betrouwbaarder worden. Voor ANIMO is te voorzien dat het model zal worden toegepast voor systemen waarvoor het oorspronkelijk niet was ontwikkeld, zoals de beschrijving van het gedrag van stikstof en fosfor in gronden die uit produktie worden genomen.

Door het achterwege blijven van grondige modelvalidatie voor regionale toepassingen is de betrouwbaarheid moeilijk te kwantificeren. Tevens kan de vraag gesteld worden of er evenwicht is tussen de gehanteerde uitgangspunten, de geformuleerde relaties en de nauwkeurigheid van de beschikbare gegevens. Gezien deze kanttekeningen zou men kunnen concluderen dat model-toepassingen niet verantwoord zijn. Echter, een reëel alternatief voor het modelonderzoek is niet voorhanden. Aan de onderzoekers stelt dit de uitdaging er het beste van te maken.

Literatuur

Adriaanse, P.I. en R. Kemmers, 1988. Bufferzones tegen nitraatinspoeling in beekdalen; ontwikkeling van een methode voor het vaststellen van de ligging en de breedte. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Rapport 27.

Boumans, L.J.M., C.R. Meinardi en G.J.W. Krajenbrink, 1989. Nitraatgehalten en kwaliteit van het grondwater onder grasland in de zandgebieden. Bilthoven. RIVM, Rapport 728472013.

Drent, J., J.G. Kroes en P.E. Rijtema, 1988. Nitraatbelasting van het grondwater in het zuidoosten van Noord-Brabant. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Rapport 26.

Hendriks, R.F.A., J.W.H. van der Kolk en H.P. Oosterom, 1994. Effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. Een modelstudie. DLO-Staring Centrum, Rapport 272.

Hendriks, R.F.A., in prep. SIMWATS - A waterbalance simulation model for surface water systems. Report, SC-DLO, Wageningen.

ICW, 1977. Jaarverslag 1977. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Mededeling 155.

ICW, 1981. Jaarverslag 1981. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

ICW, 1983. Jaarverslag 1983. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

ICW, 1984. Jaarverslag 1984. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

Kolenbrander, G.J., 1969. De bepaling van de waarde van verschillende soorten organische stof ten aanzien van hun effect op het humusgehalte bij bouwland. Haren, Instituut voor Bodemvruchtbaarheid.

Kroes, J.G., C.W.J. Roest, P.E. Rijtema en L.J. Locht, 1990. De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland. DLO- Staring Centrum, Wageningen. Rapport 55.

Oostindie, K. and J.J.B. Bronswijk, 1992. FLOCR - A simulation tool for the calculation of the water balance, cracking and surface subsidence of clay soils. SC-DLO. Wageningen. Report 30.

Reiniger, P., J. Hutson, H. Jansen, J. Kragt, H. Piehler, M. Swerts, H. Vereecken, 1990. Evaluation and testing of models describing nitrogen transport and transformation in soil: a European project. Paper presented at ISSS-congress, Kyoto, Japan, August 1990.

Rijtema, P.E., 1980. Nitrogen emission from grasland farms - a model approach. Proc. int. Symp. Eur. Grassland Fed. on The rol of nitrogen in intensive grassland production, Wageningen, 1980.

Bolt, F.J.E. van der, J. Pankow, C.W.J. Roest en A. van den Toorn, 1990. De invloed van de stikstofhuishouding in de bodem op de grondwaterkwaliteit in waterwingebied 't Klooster. DLO-Staring Centrum, Rapport 31.

Bolt, F.J.E. van der, P. Groenendijk en H. P. Oosterom, 1994. Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep. Effecten van bemestingsmaatregelen. DLO-Staring Centrum, Wageningen, Rapport 306.2.

Kolk, J.W.H. van der and J. Drent, in prep. NUSWA - A mathematical model to predict the fate of nutrients in surface water systems. DLO-Winand Staring Centre, Wageningen. Report 86.

Niet-gepubliceerde bronnen

Berghuijs-Van Dijk, J.T., 1985. WATBAL, a simple waterbalance model for a unsaturated/saturated soil profile. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Nota 1670.

Berghuijs-Van Dijk, J.T., P.E. Rijtema en C.W.J. Roest, 1985. ANIMO, Agricultural Nitrogen MOdel. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Nota 1671.

Kroes, J.G., 1988. ANIMO Version 2.0. User's guide. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Nota 1848.

Rijtema, P.E., 1976. Emissie van fosfaat en stikstof uit landbouwgronden. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Nota 929.

Steenvoorden, J.H.A.M., 1988. Vermindering van stikstofverliezen naar grond- en oppervlaktewater. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Nota 1849.

4 Van de wal in de sloot

Emissies en lotgevallen van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater

ir. P.I. Adriaanse en ir. R.C.M. Merkelbach

DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied

4.1 Inleiding

Het bestrijdingsmiddelengebruik in Nederland is hoog, ca. 10 kg werkzame stof per hectare cultuurgrond. Een deel van deze bestrijdingsmiddelen komt terecht in het milieu, vaak op diffuse wijze. Ook in het oppervlaktewater komen bestrijdingsmiddelen voor en deze kunnen het aquatische ecosysteem nadelig beïnvloeden. Voor het oppervlaktewater geldt in Nederland een algemene basiskwaliteitsnorm. In een aantal gevallen wordt oppervlaktewater, afkomstig uit een landbouwgebied waar bestrijdingsmiddelen worden toegepast, gebruikt voor de drinkwatervoorziening en moet dit water dus voldoen aan de drinkwaternorm.

Het Meerjaren Plan Gewasbescherming (1991-1995) is opgesteld om het verbruik en de afhankelijkheid van bestrijdingsmiddelen te verlagen en de emissie van bestrijdingsmiddelen naar het milieu te verminderen. Een achterliggende reden is om zo schadelijke neveneffecten, onder andere in oppervlaktewater, te verminderen.

Onder de Algemene Maatregel van Bestuur bij de Bestrijdingsmiddelenwet, die op 1 januari 1995 in werking treedt, zijn verscherpte milieucriteria van kracht voor onder meer effecten op waterorganismen. Hieraan dienen bestrijdingsmiddelen getoetst te worden voordat ze kunnen worden toegelaten.

Om beleidsmaatregelen te kunnen evalueren of onderbouwen is een instrumentarium nodig, dat de gevolgen van deze maatregelen vertaalt naar de kwaliteit van het oppervlaktewater. Dit houdt in dat bekend moet zijn hoe bestrijdingsmiddelen zich op regionale schaal naar en in het oppervlaktewater verspreiden.

4.2 Gedrag in sloten

In het oppervlaktewater ondergaat een bestrijdingsmiddel verschillende processen. Deze processen beïnvloeden de blootstellingsconcentratie voor waterorganismen en de massa naar elders getransporteerd bestrijdingsmiddel. Figuur 1 toont de optredende processen, zoals deze in het simulatiemodel TOXSWA zijn beschreven (Adriaanse, in prep.). Dit model beschrijft het gedrag van bestrijdingsmiddelen in een sloot en diens bodem. Het is ontwikkeld bij DLO-Staring Centrum in antwoord op de vraag van de (toenmalige)

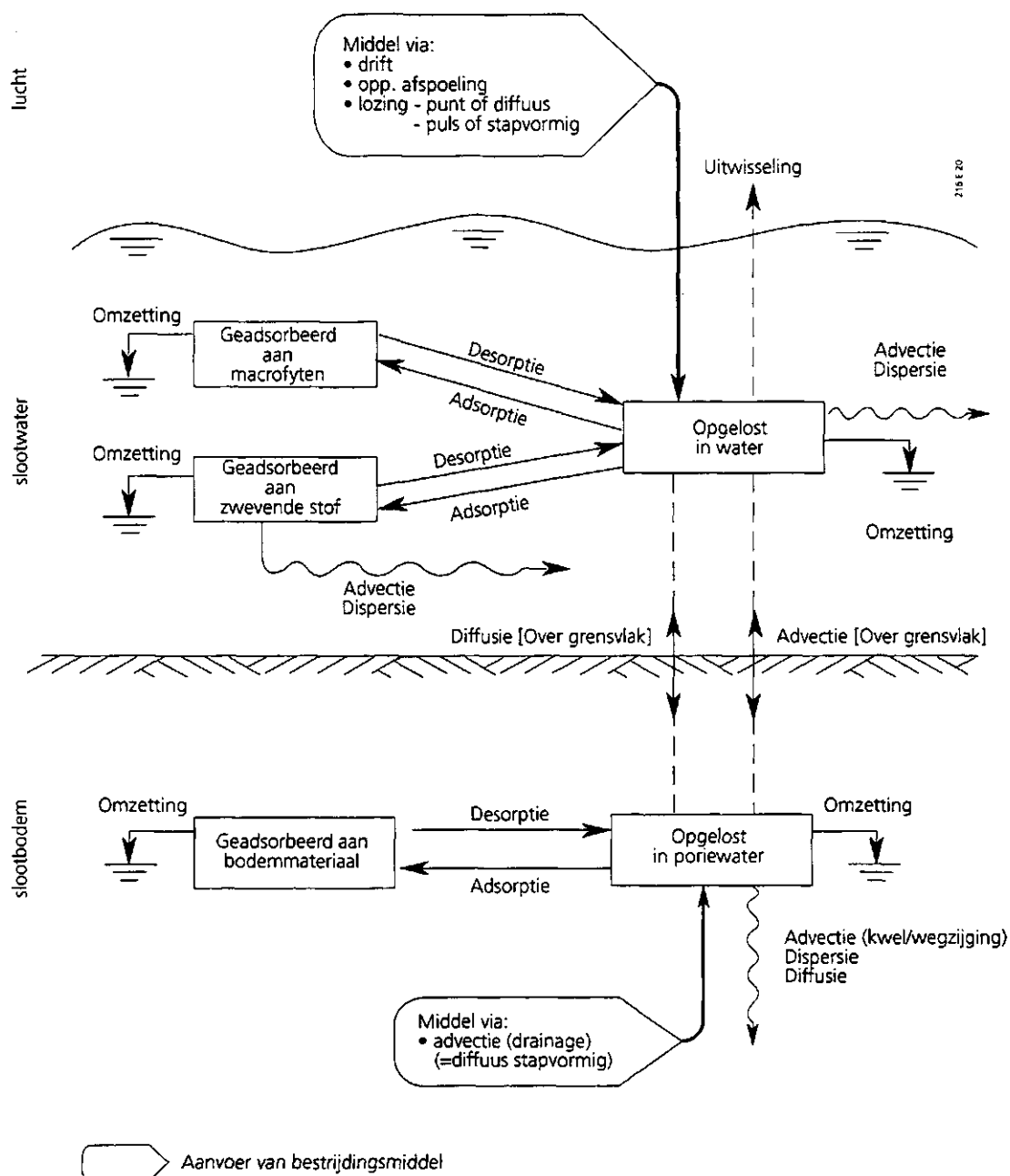


Fig. 1 Overzicht van processen in waterbodem en waterlaag van een sloot, welke in het model TOXSWA zijn beschreven

Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen om de acute en chronische blootstelling van waterorganismen op een realistische wijze te voorspellen. Eventueel kan dan een gebiedsgerichte differentiatie in de toelating plaatsvinden. Op het ogenblik wordt de blootstellingsconcentratie berekend met behulp van het eenvoudige model SLOOT.BOX (Linders et al., 1990).

In TOXSWA kan het bestrijdingsmiddel op verschillende manieren in het slootwater terecht komen. Via spuitoverwaaiing, oppervlakkige afspoeling of drains kan het middel op een diffuse wijze in het water komen. Ook kan het in de vorm van puntlozingen, bijvoorbeeld als gevolg van spoelen van apparatuur, in het water terechtkomen. Bij

sloten met een drainerende werking kan het bestrijdingsmiddel met het instromend water via de waterbodem binnenkomen.

In de waterkolom kan een bestrijdingsmiddel aan zwevende stof (Freundlich vergelijking) of aan waterplanten (lineair) adsorberen. Ook kan het naar de atmosfeer vervluchtigen. Opgelost middel en middel geadsorbeerd aan de zwevende stof stromen door advection en dispersie verder. Tenslotte is het bestrijdingsmiddel in het water aan omzetting onderhevig (eerste orde).

In de waterbodem kan middel adsorberen aan vast waterbodemmateriaal (Freundlich vergelijking) en wordt het omgezet (lineair). Transport van opgelost middel vindt plaats door advection, diffusie en dispersie. Uitwisseling van bestrijdingsmiddel tussen waterbodem en slootwater vindt plaats door advectieve opwaartse of neerwaartse stroming over het grensvlak (resp. kwel of wegzijging in de sloot) en via diffusie over het grensvlak.

4.3 Voorbeeld van een berekening met TOXSWA

Figuur 2 toont een voorbeeld van een berekening met TOXSWA. Op een sloot van 200 m lang valt een (zwarte) drift van circa 150 mg van het insecticide chloorpyrifos per m² wateroppervlak. De eerste 25 m sloot worden niet belast. Het model TOXSWA berekent vervolgens hoe het slecht oplosbare chloorpyrifos zich verdeelt over de waterfase, de zwevende stof en de waterplanten: 15% komt in opgeloste vorm in het water, een verwaarloosbaar deel (minder dan 0,01%) adsorbeert aan de zwevende stof en 85% adsorbeert aan de waterplanten.

Het slootwater stroomt met een snelheid van 0,054 m.s⁻¹. Zonder sorptie aan de waterplanten zou het concentratiefront de 175 m sloot dus in 0,90 uur hebben doorlopen. Door de grote (en instantane) nalevering van de waterplanten 'loopt' de concentratiefrontcurve echter veel langzamer. Deze retardatiefactor is ongeveer 7, dus na circa 6,3 uur is het front aan het eind van de sloot aangekomen. Door dispersie is deze curve ondertussen echter afgevlakt en dit betekent, dat na 6,3 uur toch niet alle chloorpyrifos uit de sloot is verdwenen.

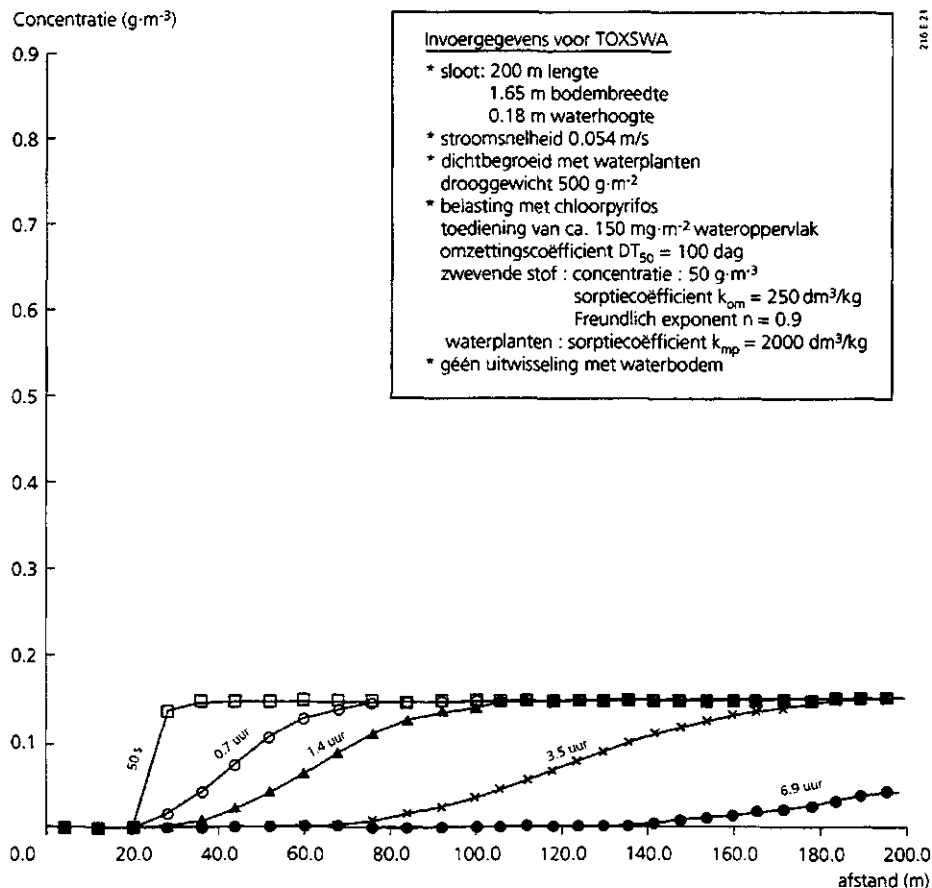


Fig. 2 Berekend verloop van het insecticide chloorpyrifos in een begroeide sloot op diverse tijdstippen na toediening

4.4 Verdere modelontwikkeling

Figuur 3 geeft aan welke ontwikkelingsfasen een model doorloopt (Boekhold et al., 1993). Voor TOXSWA is het lichtgrijze deel inmiddels bijna geheel doorlopen. Een duidelijk *doel* is gedefiniëerd, namelijk een instrument dat het gedrag van bestrijdingsmiddelen in sloten beschrijft, zodat, met het oog op blootstelling van waterorganismen een beslissing over hun toelating kan worden genomen. Het *conceptuele model*, dit betreft de systeemafbakening en de selectie van relevante processen, is vertaald in een *wiskundig* model. Dit omvat de opgestelde massabalansen voor waterlaag en waterbodem en de resulterende partiële differentiaalvergelijkingen. Deze vergelijkingen zijn opgelost met behulp van een eindige differentie-methode en deze *numerieke formulering* is vervolgens geïmplementeerd als het computermodel van TOXSWA. Het computerprogramma wordt thans *geverifieerd*, dat wil zeggen er wordt gecontroleerd of het juist werkt door het bijvoorbeeld te vergelijken met analytische oplossingen van de opgestelde differentiaalvergelijkingen en de numerieke oplossing te controleren op numerieke convergentie.

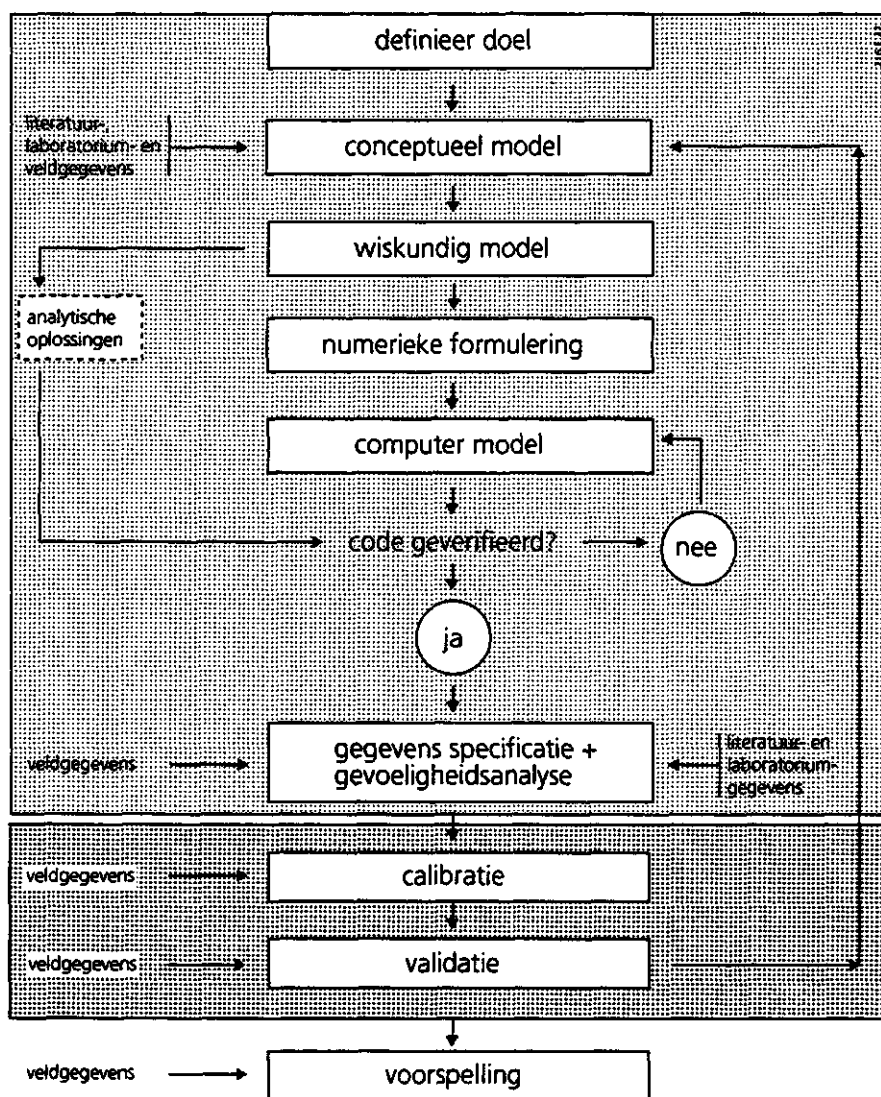


Fig. 3 Schema van de activiteiten bij de ontwikkeling en toetsing van simulatiemodellen

Vervolgens kan het model voor geselecteerde situaties berekeningen maken. Parameters die specifiek voor de lokatie zijn, worden ter plekke bepaald, terwijl bijvoorbeeld stof-eigenschappen uit de literatuur of in het laboratorium bepaald worden.

Een *gevoeligheidsanalyse* geeft vervolgens aan voor welke parameters de modeluitkomsten gevoelig zijn. Deze invoerparameters dienen dan het nauwkeurigst te worden gemeten. Indien er voor meer dan één standaardsituatie wordt gekozen om toelating van een bestrijdingsmiddel te bepalen, dienen de verschillende standaardsituaties juist in de gevoeligste parameters variatie te vertonen. Eerste berekeningen voor TOXSWA laten zien dat, naast afbraaksnelheid, ook de massa waterplanten, waaraan het bestrijdingsmiddel kan adsorberen, een erg gevoelige parameter is. De massa zwevende stof valt hierbij in het niet en deze parameter is dus van ondergeschikt belang.

Calibratie is alleen nodig indien modeluitkomsten met meetgegevens worden vergeleken en het niet mogelijk is om van te voren alle modelparameters voldoende nauwkeurig te bepalen. Als het dus niet mogelijk is deze van te voren goed te bepalen, worden waarden van modelparameters zodanig gekozen dat de modeluitkomsten zo goed mogelijk met de meetdata overeenstemmen.

Modelvalidatie kent verschillende aspecten:

- 1 *Validatie van het gecalibreerde model*: Komen modeluitkomsten voldoende overeen met beschikbare onafhankelijke meetdata? Het begrip voldoende moet met behulp van een kwantitatief criterium zijn vastgelegd. Vaak wordt met modelvalidatie deze validatie van het gecalibreerde model bedoeld.

Andere aspecten van validatie zijn:

- 2 *Conceptuele validatie*: Kloppen de gebruikte veronderstellingen en theorieën?
- 3 *Operationele validatie*: Is het model geschikt voor het beoogde gebruik?

Als deze vragen niet bevestigend kunnen worden beantwoord, is het noodzakelijk het model aan te passen. Vooral wanneer een model ingezet gaat worden voor een ander doel dan waarvoor het oorspronkelijk is ontwikkeld, is het erg belangrijk deze vragen nauwgezet te beantwoorden. Dit zal nader worden toegelicht.

Voor de validatie van het gecalibreerde model dient een *doelgrootheid* te worden gekozen. (Dit geldt overigens ook voor de gevoeligheidsanalyse en de eventuele calibratie.) Voor TOXSWA is hiervoor de concentratie bestrijdingsmiddel in de waterfase gekozen, omdat in het kader van toelating juist de blootstellingsconcentratie belangrijk is om neveneffecten op waterorganismen te kunnen voorspellen. Een andere mogelijkheid zou echter de massa bestrijdingsmiddel zijn die uit een sloot wordt getransporteerd. Indien men geïnteresseerd is in hoeveelheden getransporteerd bestrijdingsmiddel in een gebied, zou dit een betere keuze van de doelgrootheid zijn.

Twee andere begrippen die van belang zijn bij modelvalidatie zijn *validatiebereik* en *validatiestatus*. Het validatiebereik is dat afgebakende deel van de werkelijkheid waaruit situaties zijn geselecteerd om meetgegevens te vergelijken met modeluitkomsten. Modeluitkomsten van TOXSWA kunnen worden vergeleken met experimentele gegevens van verschillende situaties. Dit kunnen microcosms (grote aquaria van 1,1 x 1,1 x 0,7 m³), mesocosms (bijvoorbeeld de proefsloten van DLO-Staring Centrum te Renkum van 40 x 3,5 x 0,5 m³) of sloten in Nederlandse land- en tuinbouwgebieden zijn. Ook het soort bestrijdingsmiddel kan verschillen. In Nederland worden ca. 300 verschillende werkzame stoffen gebruikt. Het validatiebereik dient dus duidelijk te worden gespecificeerd.

De *validatiestatus* geeft aan in hoeverre het model met succes is gevalideerd voor zijn validatiebereik. Dit houdt in dat voor een aantal data sets het validatieproces doorlopen moet zijn, voordat een validatiestatus goed kan zijn.

Figuur 4 toont een eerste vergelijking van berekeningsresultaten van TOXSWA met meetgegevens uit de proefsloten. De doelgrootheid is de concentratie chloorpyrifos in de waterfase. Een afwijking van bijvoorbeeld minder dan 25% gedurende de eerste week na toediening wordt hier gehaald. Bij een dergelijk gedefinieerd criterium zou dit

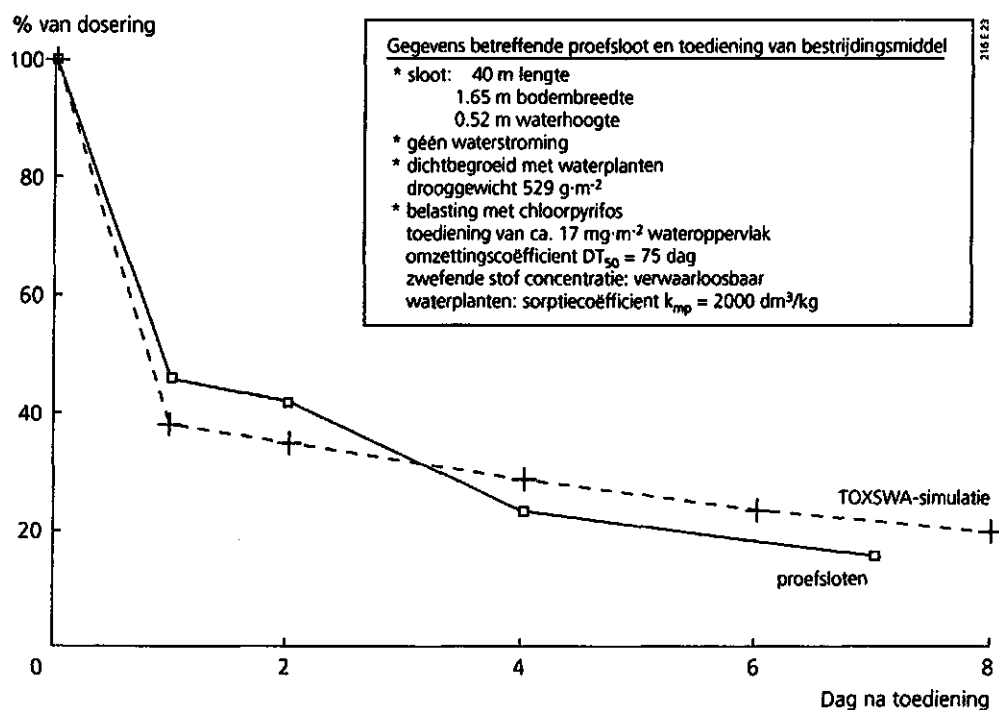


Fig. 4 Verloop van de concentratie chloorpyrifos in de waterfase als percentage van de dosering

experiment dus bijdragen aan een verhoging van de validatiestatus voor het validatiebereik van de mesocosms.

Pas nadat de validatiestatus voldoende hoog is, kunnen er op een onderbouwde manier *voorspellingen* met het model voor het geselecteerde validatiebereik worden gedaan.

4.5 Bestrijdingsmiddelen in stelsels waterlopen

Het model TOXSWA beschrijft het gedrag van bestrijdingsmiddelen in een enkele sloot. Hoewel het is ontwikkeld in het kader van het toelatingsbeleid, kan dit model een eerste stap vormen op weg naar een schatting van het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in een stelsel van sloten in een land- of tuinbouwgebied. Hieronder zijn bij wijze van voorbeeld twee punten geselecteerd, die extra aandacht vereisen om de verspreiding van bestrijdingsmiddelen op een grotere tijd- en ruimteschaal te beschrijven.

- 1 In de loop van het jaar vertonen waterplanten groei en sterfte, afgestorven plantenmateriaal zinkt naar de bodem. Daar bestrijdingsmiddelen sterk kunnen adsorberen aan waterplanten is het belangrijk de dynamiek van deze processen op te nemen in een beschrijving, die een langere periode moet beslaan. Het model TOXSWA is ontwikkeld om een tijdsduur van maximaal circa één maand te beschrijven en het bevat daarom geen groei en afbraak van waterplanten en geen sedimentatie van zwevende stof naar de bodem.

- 2 De gevoeligheidsanalyse van TOXSWA geeft aan voor welke parameters model-uitkomsten gevoelig én ongevoelig zijn. Op grond hiervan kunnen berekeningen voor een grotere tijd- en ruimteschaal vereenvoudigd worden. Wanneer echter een andere doelgrootheid van belang wordt, kunnen de gevoelige en ongevoelige parameters verschillen. Om bijvoorbeeld de concentratie bestrijdingsmiddel in een sloot adequaat te berekenen, is de grootte van de dispersie (maat voor 'uitsmering' van middel over de sloot) belangrijk. Om de totale massa bestrijdingsmiddel die uit de sloot stroomt te berekenen, is de grootte van de dispersie echter van ondergeschikt belang.

Het validatieproces kan ook andere resultaten opleveren, wanneer een andere doelgrootheid wordt bekeken. Dit houdt in dat bij een andere doelgrootheid de gevoeligheidsanalyse, calibratie en validatie in principe moeten worden herhaald.

4.6 Aanvoerroutes naar oppervlaktewater

Wanneer bestrijdingsmiddelen in een gebied worden toegepast kunnen deze op verschillende wijzen in het oppervlaktewater terechtkomen. Figuur 5 geeft een overzicht van de belangrijkste aanvoerroutes van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater. Naast spuitoverwaaiing kan een bestrijdingsmiddel ook via drainage of ondergrondse uitspoeling in een sloot belanden. Deze laatste twee routes zijn vooral van belang voor de chronische belasting van waterorganismen.

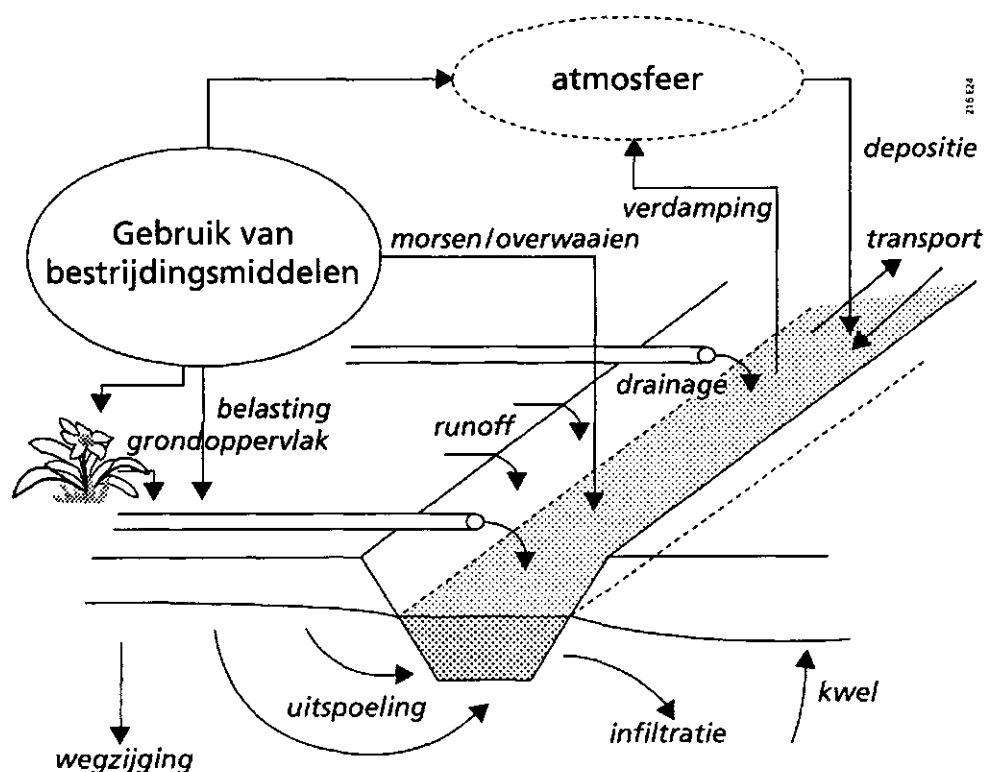


Fig. 5 Overzicht van de belangrijkste aanvoerroutes van bestrijdingsmiddelen naar een sloot

Figuur 6 laat zien welke instrumenten er al ontwikkeld zijn om de aanvoerroutes en ook het gebruik van bestrijdingsmiddelen te beschrijven. Het simulatiemodel IDEFICS, Imag program for Drift Evaluation from Field sprayers by Computer Simulation, is bij DLO-Instituut voor Milieu- en Agritechniek in ontwikkeling (Holterman et al., 1994). Het berekent hoeveel bestrijdingsmiddel via spuitoverwaaiing buiten het perceel terecht komt op de bodem of een sloot en in de atmosfeer. De modellen PESTLA en TRANSOL zijn beide bij DLO-Staring Centrum ontwikkeld. PESTLA, PESTicide Leaching and Accumulation, berekent de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen op 1 meter diepte (Van der Linden en Boesten, 1989). Het model TRANSOL, TRANsport of a SOLute, is analoog aan PESTLA opgezet, maar verdeelt de uitgespoelde massa bestrijdingsmiddel over de verschillende drainageniveaus met elk hun eigen drainage-weerstand (Kroes, 1991).

De atmosferische depositie van bestrijdingsmiddelen op oppervlaktewater is op dit moment niet goed te berekenen. Deze aanvoerroute verdient meer aandacht, daar haar omvang aanzienlijk kan zijn; circa 20% van het totale verbruik van bestrijdingsmiddelen komt in de lucht terecht.

In PESCO, Pesticide Emissie Screeningsmodel voor Oppervlaktewater, zijn alle emissieroutes opgenomen (Kraaij et al., 1994). Dit instrument is ontwikkeld op het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. De jaarbelasting van het oppervlaktewater met een bepaald middel wordt geschat op basis van onder

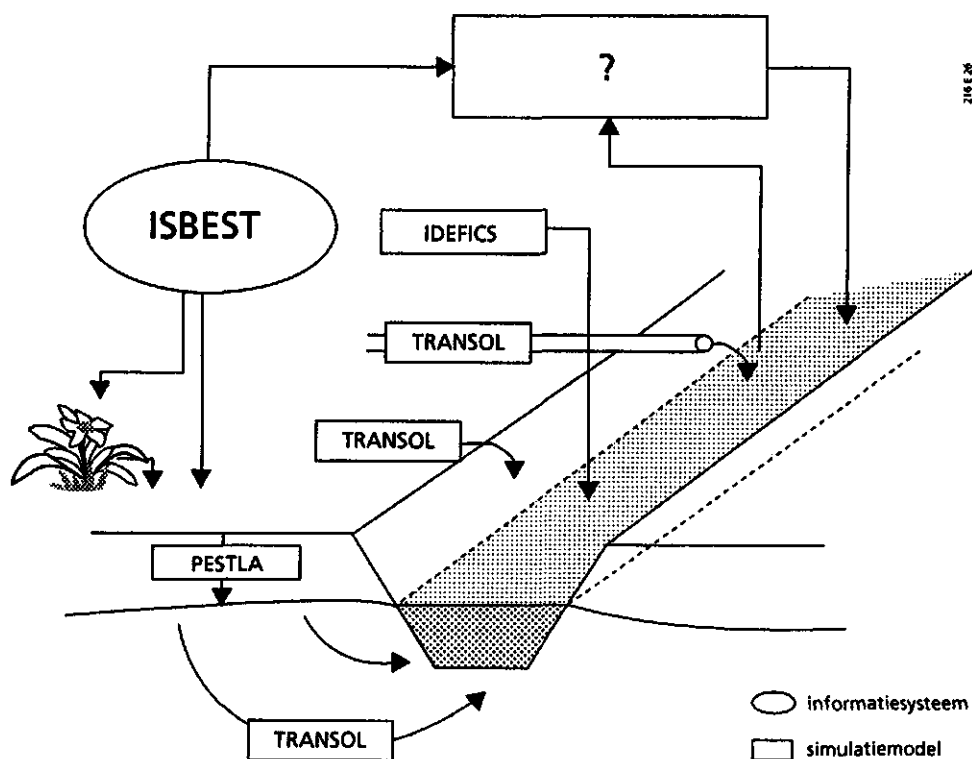


Fig. 6 Overzicht van simulatiemodellen en informatiesystemen die op verschillende schalen van nauwkeurigheid het gebruik en de aanvoerroutes van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater beschrijven

andere regionale gebruikscijfers van een middel per teelt, stof-specifieke eigenschappen van het middel, toedieningstechniek en bedrijfsinrichting. PESCO en TRANSOL worden beide op regionale schaal toegepast, IDEFICS en PESTLA hebben een lokaal karakter.

4.7 Gebruik van bestrijdingsmiddelen

Om aan te kunnen geven hoeveel bestrijdingsmiddel via welke route in het oppervlaktewater belandt, moeten er gegevens over het gebruik van bestrijdingsmiddelen bekend zijn. Het InformatieSysteem BESTrijdingsmiddelen, ISBEST, geeft een regionale en naar teelt gedifferentieerde beschrijving van het gebruik voor alle in Nederland toegelaten bestrijdingsmiddelen. Het is recent ontwikkeld door het DLO-Staring Centrum, in samenwerking met het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Een eerste versie van ISBEST bevat gegevens over het jaar 1991, een tweede, verbeterde versie met gegevens van het jaar 1993 zal binnenkort worden afgerond.

In het systeem ISBEST is een databank (in ORACLE) over het gebruik van bestrijdingsmiddelen gekoppeld aan geografische bestanden (in ARC/INFO). Hierdoor is het mogelijk kaarten van het gebruik van een middel per gebied te maken.

Het totale gebruik van een bestrijdingsmiddel in Nederland wordt berekend als de som van het gebruik in de afzonderlijke teelten. De teelten worden bepaald met behulp van de Meitelling van het Centraal Bureau voor Statistiek, dat jaarlijks de arealen van ruim honderd gewassen beschrijft voor elke gemeente in Nederland. Binnen een teelt wordt het gebruik berekend aan de hand van onder meer dosering, frequentie van toepassing, kans op voorkomen van plaag of ziekte en de relatieve marktpositie van een middel.

Dosering en toepassingsfrequentie zijn overgenomen uit de Gewasbeschermingskennisbank van de Plantenziektenkundige Dienst. Deze databank bevat onder andere belangrijke informatie over wettelijke toelatingen, doseringen en voorkomende ziekten. Plaagdruk en marktpositie van een middel worden afgeleid uit het Boekhoudnet van DLO-Landbouwkundig Economisch Instituut. Voor een aantal bedrijven uit alle teeltsectoren wordt hierin onder andere het bestrijdingsmiddelengebruik nauwkeurig bijgehouden.

De beschreven informatie over het gebruik van bestrijdingsmiddelen kan worden gekoppeld aan diverse geografische bestanden. Met behulp van de Gemeentegrenzenkaart Nederland kan het bestrijdingsmiddelengebruik worden weergegeven per gemeente. Ook maakt ISBEST gebruik van de digitale Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 250 000, waarmee voor iedere gemeente de voorkomende grondsoorten kunnen worden vastgesteld. Deze informatie is van belang omdat keuze en dosering van bestrijdingsmiddelen niet alleen afhangen van gewas en ziekte of plaag, maar ook van de aanwezige grondsoort.

Figuur 7 geeft een voorbeeld van een kaart gemaakt met ISBEST, versie 1.0. Voor iedere gemeente in Nederland wordt het gebruik van het onkruidbestrijdingsmiddel

LEGENDA

Gemiddeld gebruik in kg per ha cultuurgrond

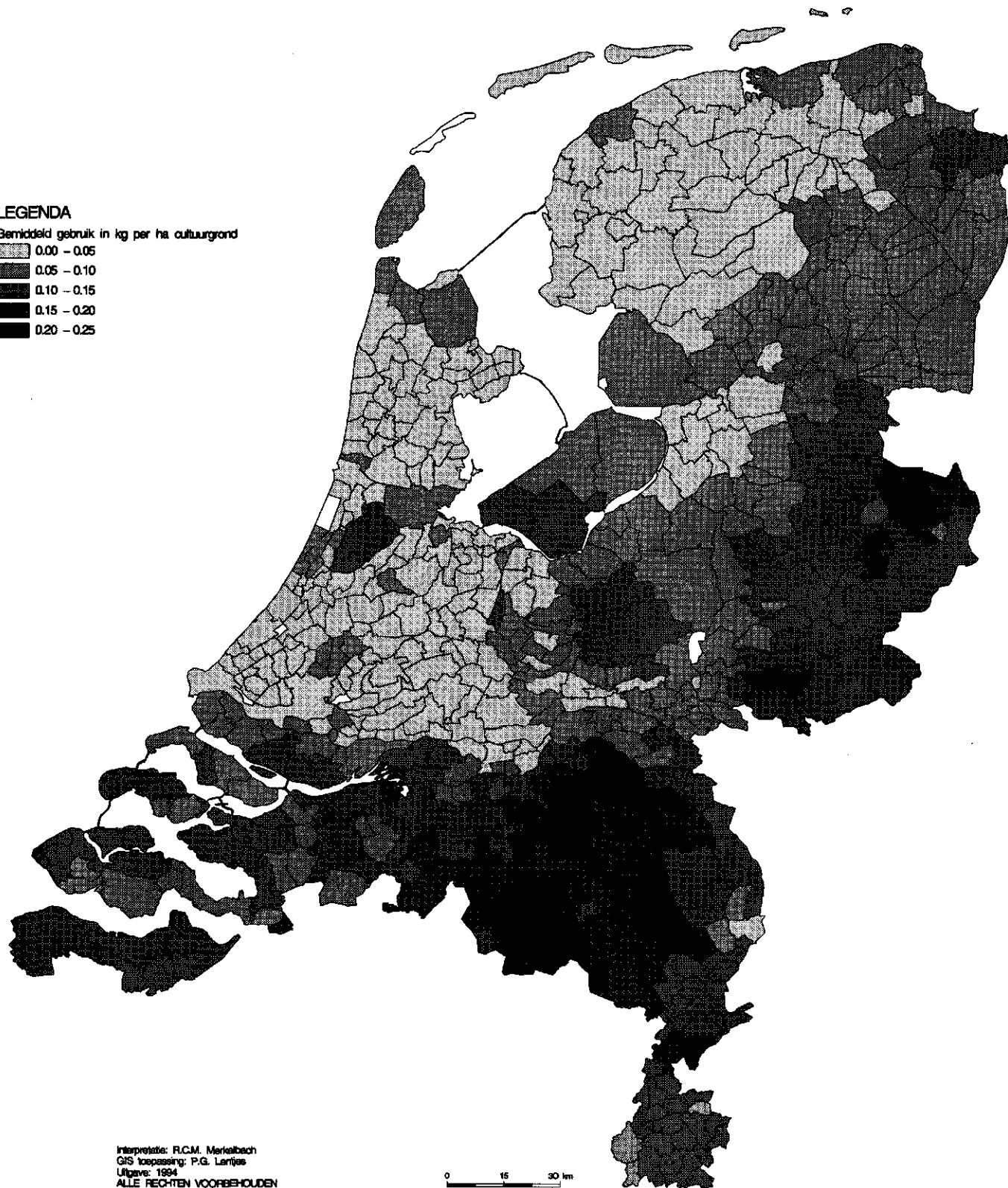
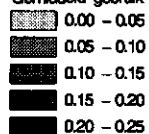


Fig. 7 Gebruik van bentazon per gemeente in 1991

bentazon getoond. De donkere kleuren geven een relatief hoog gebruik aan, de lichtere een relatief laag. Het totale gebruik van bentazon is berekend als de som van het gebruik in de afzonderlijke teelten. Door de informatie over het gebruik van bentazon

geografisch weer te geven, wordt duidelijk dat bentazon vooral in Zuid- en Oost-Nederland wordt gebruikt, waar veel snijmais wordt geteeld.

4.8 Samenvatting en conclusies

Steeds meer informatie wordt gebruikt om het milieubeleid voor bestrijdingsmiddelen vorm te geven. Deze informatie kan worden gerangschikt en verwerkt met behulp van informatiesystemen of simulatiemodellen.

Het simulatiemodel TOXSWA beschrijft het gedrag van bestrijdingsmiddelen in een sloot en is ontwikkeld om te kunnen schatten aan welke concentraties waterorganismen worden blootgesteld. Om aan te kunnen tonen dat het een afgebakend deel van de werkelijkheid op adequate wijze beschrijft, dienen, na de implementatie van het computerprogramma, nog de fasen van gevoeligheidsanalyse, calibratie en validatie te worden doorlopen.

Verschillende aanvoerroutes van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater zijn atmosferische depositie, overwaaiing, drainagebuizen en uitspoeling. Diverse simulatiemodellen en een informatiesysteem beschrijven deze routes met een verschillende mate van nauwkeurigheid.

Het gebruik van bestrijdingsmiddelen is op gemeenteschaal beschreven in het informatiesysteem ISBEST.

Om een integraal beeld van bestrijdingsmiddelen 'van de wal in de sloot' te verkrijgen, moeten de genoemde, verschillende modellen en informatiesystemen aan elkaar worden gekoppeld. Wanneer men een model op een andere schaal en voor een ander doel gaat gebruiken dan waarvoor het beoogd is, valt het niet mee om niet 'in zeven sloten tegelijk te lopen'. Dit wordt aan de hand van het model TOXSWA toegelicht.

Literatuur

Adriaanse, P.I., 1995. Fate and behaviour of pesticides in field ditches: the TOXSWA simulation model. Report in preparation, DLO Winand Staring Centre, Wageningen.

Boekhold, A.E., H. van den Bosch, J.J.T.I. Boesten, M. Leistra, F.A. Swartjes and A.M.A. van der Linden., 1993. Validation of the PESTLA model: Definitions, objectives and procedure. RIVM reportnr 715802001, Bilthoven.

Holterman, H.J., H.A.J. Porskamp and J.F.M. Huijsmans, 1994. Modelling spray drift from boom sprayers. AGENG Milano '94 report N.94-D-148.

Kraaij, H., G.C.C. Verstappen en F.H. Wagemaker, 1994. Pesticide Emissie SScreeningsmodel voor Oppervlaktewater (PESCO) Modelbeschrijving. RIZA werkdokument 93.178X.

Kroes, J.G., 1991. TRANSOL Version 2.1. A dynamic model for transport and transformation of solutes in soils. User's guide. Interne mededeling 110, DLO Winand Staring Centre, Wageningen.

Linden, A.M.A. van der, en J.J.T.I. Boesten, 1989. Berekening van de mate van uitspoeling en accumulatie van bestrijdingsmiddelen als functie van hun sorptiecoëfficiënt en omzettingssnelheid in bouwvoormateriaal. RIVM rapportnummer 728800003, Bilthoven.

Linders, J.B.H.J., R.Luttik, J.M. Knoop en D. van de Meent, 1990. Beoordeling van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater in relatie tot expositie van waterorganismen. RIVM rapportnr. 678611002, Bilthoven.

5 Milieubescherming in het landelijk gebied: dat is nodig!

drs. L.H.M. Koshiek

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne

5.1 Plattelandsvernieuwing

Het 'platteland' is toe aan vernieuwing stelden het Landschap Natuurmonumenten en de Unie van Landschappen in een gemeenschappelijke brief aan formateurs Van Aardenne, De Vries en Vis op 31 mei 1994 en aan formateur Kok op 2 augustus 1994. Landbouw en natuur moeten de handen in één slaan om hier invulling aan te geven, want zij staan beide onder druk en zijn 'groot aandeelhouders' in het platteland. Enkele relevante punten in het door de drie organisaties voorgestelde programma plattelandsvernieuwing waren:

- Versnellen van de landinrichting in geïntegreerde projecten om tegemoet te komen aan de gelijktijdige noodzaak voor economische optimalisering en herstructurering in de landbouw en realisering van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) in de daarvoor bestemde gebieden.
- De grondmobiliteit dient, speciaal in gebieden waar aanzienlijke bestemmingsveranderingen worden beoogd, te worden bevorderd om beter tegemoet te kunnen komen aan de gelijktijdige behoefte tot de (a) grotere bedrijfsomvang, noodzakelijk in het kader van bedrijfsontwikkeling en soms in combinatie met extensivering, die om economische en milieutechnische redenen vereist is in de landbouw en waarmee een blijvende landbouw ook naar de toekomst gegarandeerd is, en (b) de totstandkoming van grote aaneengesloten natuurgebieden, inclusief bufferzones en cruciale verbindingzones in het kader van de EHS.
- Oplossen van zoneringsknelpunten met botsende belangen ten gevolge van 'nieuw' of onvolkomen doorgevoerd natuur- of milieubeleid. Te denken is bijvoorbeeld aan ammoniakzoning rond veehouderijen in gebieden in en rond de EHS met veel bos en natuur, boerenbedrijven in de voor de natuur hydrologisch van belang zijnde gebieden, of in voor 'natuurbouw' bestemde gebieden. De met een eventuele uitplaatsing gemoeide kosten zijn vaak bijzonder hoog, de onrust en onzekerheid ten gevolge van de bestaande ontoereikende procedures zijn veelal aanzienlijk en de zich voordoende vertragingen bij de doorvoeringen van beleid kunnen soms tot grote schade aan zowel de plaatselijke natuur als de daar op dit moment nog gevestigde agrarische bedrijven leiden. Voortbouwend op de wisselwerking in het kader van landinrichting menen de organisaties dat het mogelijk zal zijn om, tezamen met de betrokken overheden, in de meest concrete gevallen via een gebiedsgerichte aanpak een evenwichtige oplossing te bereiken.

Worden deze punten met een milieukundige bril bekeken dan valt op dat het creatief en volwassen omgaan met de milieurandvoorwaarden, zonder daarbij overigens de

duurzaamheidsbeginselen te verzaken, belangrijk zijn in het proces van de plattelandsvernieuwing.

5.2 Landbouw en natuur

De twee 'grootaandeelhouders' in het landelijk gebied, landbouw en natuur, worden hieronder nader onder de loep genomen in het perspectief van het bovenstaande, waarbij de milieubril op blijft staan. De landbouw draagt natuurlijk slechts voor een gedeelte bij aan de totale milieu-emissie in Nederland (figuur 1). De landbouwdoelgroep levert een relatief grote bijdrage aan de verzuring door ammoniak, vermessing van bodem en grondwater, en het gebruik van pesticiden en -via de mest- zware metalen als koper en zink en cadmium.

Ook bij de thema's verdroging (regulier waterverbruik en grondwater onttrekkingen voor beregening), klimaatveranderingen (N_2O -uitstoot), verstoring in de vorm van stank en verwijdering (organisch afval) levert de landbouw een zekere bijdrage. De procentuele bijdrage van de landbouw voor het jaar 1990 is weergegeven in de tweede figuur: het emissieprofiel landbouw (figuur 2).

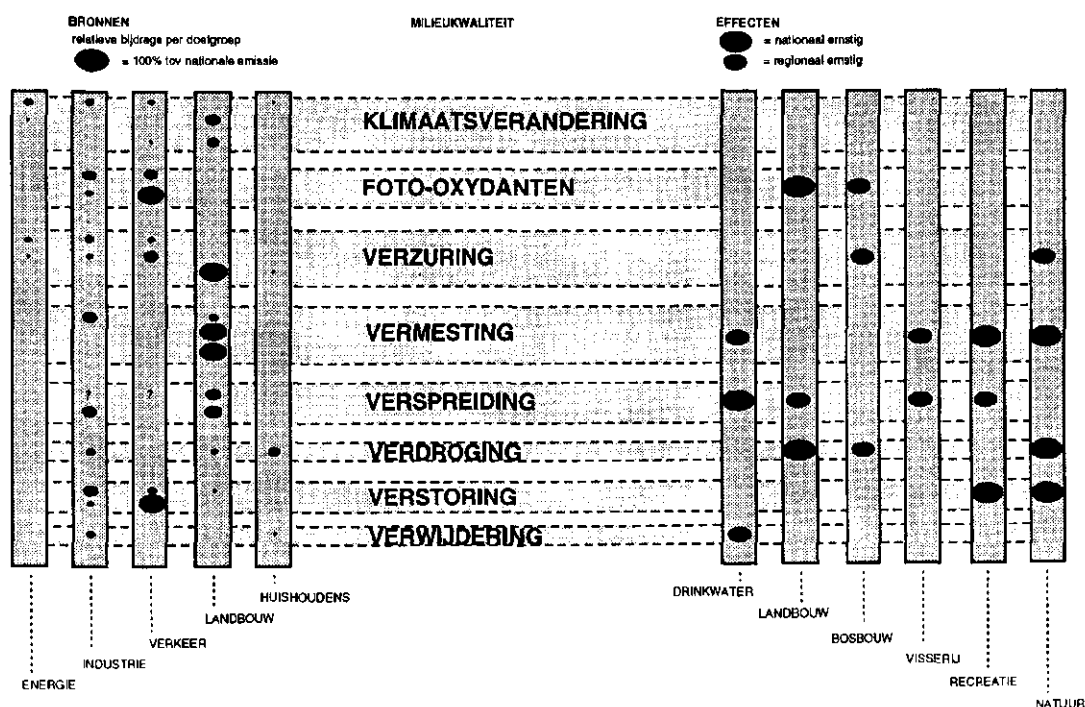


Fig. 1 Schematische weergave van de causaliteitsketen met de milieuthema's en de bron- en receptor-functie

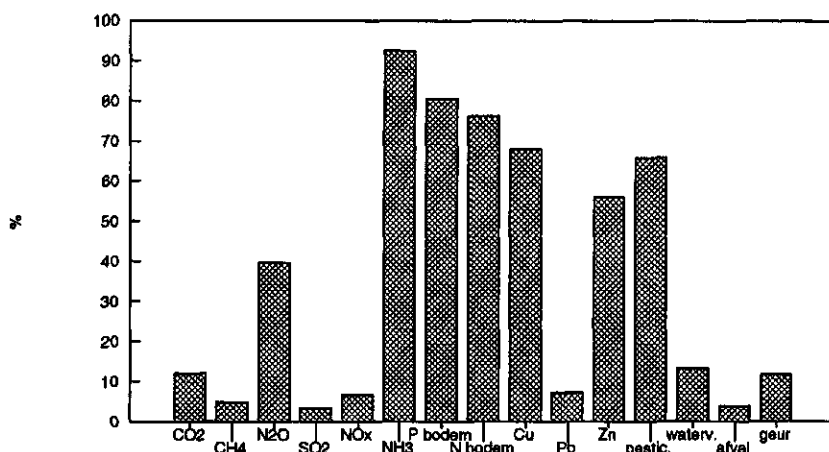


Fig. 2 'Emissieprofiel' van de landbouw, situatie 1990. De landbouwdoelgroep levert een relatief grote bijdrage aan de verzuring van ammoniak, vermesting van bodem en grondwater, en het gebruik van pesticiden en, via de mest, zware metalen als koper en zink

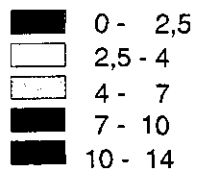
De effecten van deze belastingen strekken zich uit tot verschillende milieugebruiksfuncties van het landelijk gebied (figuur 1). Dit betreft natuur, bos, recreatie, visserij, grondwaterwinning voor de drinkwatervoorziening en de landbouw zelf (milieuschade aan de landbouw). Voor deze functies van het landelijk gebied draagt het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij de primaire beleidsverantwoordelijkheid (met uitzondering van het grondwater als bron voor drinkwater).


Vooraf voor de kwetsbare functies natuur, bos en grondwaterwinning voor de drinkwatervoorziening geldt dat de huidige en toekomstige milieukwaliteit onvoldoende is.

Dit wordt nog eens extra benadrukt als de thematische beleidstekorten voor meerdere milieuproblemen bij elkaar worden opgeteld, hetgeen een beeld oplevert van de gebieden waarin de beleidstekorten 'zich opstapelen'. De stapelkaart (figuur 3) is gemaakt door de afzonderlijke beleidstekortenkaarten voor verzuring (zure depositie), vermesting (N in grondwater en P in bodem) en verdroging (areaal natuurgebieden) te stapelen (situatie 1989). Vervolgens is de overschrijding van de thematische beleidsdoelstellingen ongewogen bij elkaar opgeteld. Deze regionale tekorten in milieukwaliteit zijn aanzienlijk en stapelen zich op in de (zand)gebieden. Overigens zijn in deze gebieden juist de zeer kwetsbare functies als natuur, bos en grondwater geconcentreerd.

Het areaal van de EHS dat bedreigd wordt is meer dan 85% (figuur 4). Deze figuur is tot stand gekomen door een uitsnede uit de stapelkaart te maken voor de EHS gebieden. Naarmate er meer normen worden overschreden en naarmate de normoverschrijding sterker is wordt de bedreiging steeds groter.

Overschrijding beleidsdoelstellingen



 geen gegevens/
stedelijk gebied/meren

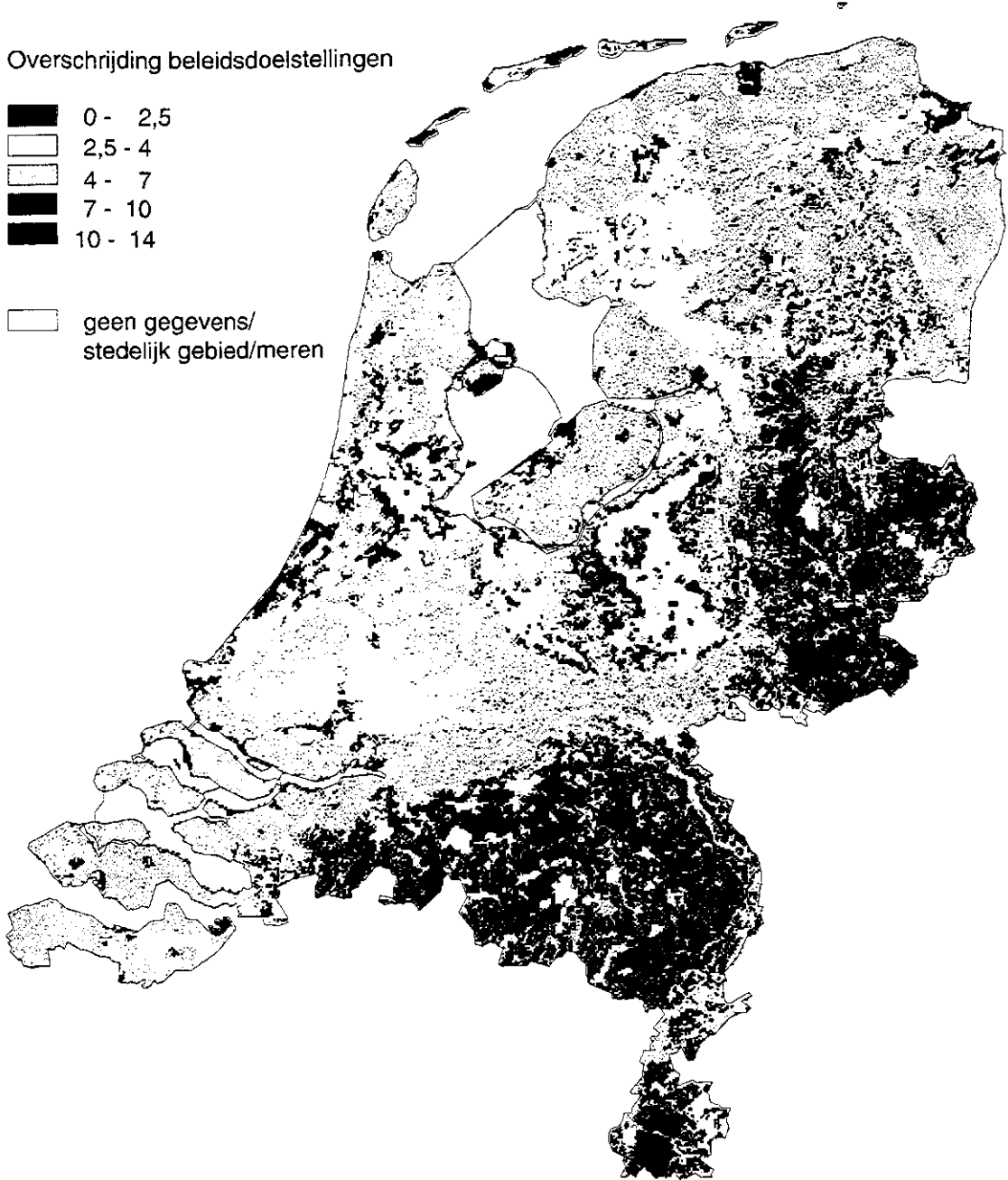


Fig. 3 De stapelkaart toont de cumulatie van beleidstekorten voor verzuring, vermesting en verdroging (situatie 1989)

Concluderend kan worden gesteld dat er een aantal grote milieuproblemen een rol spelen op het grensvlak tussen de landbouw en de natuur. Het gaat hierbij vooral om verzuring, vermesting, verdroging en bestrijdingsmiddelen.

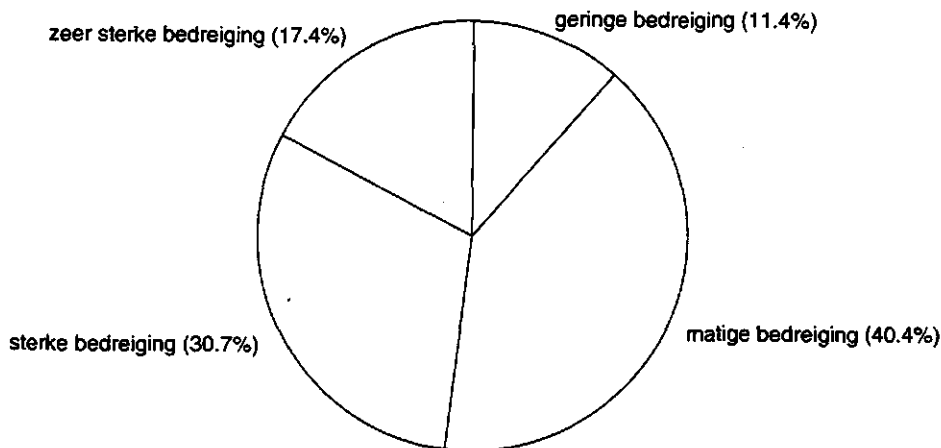


Fig. 4 Milieubedreiging EHS in % van het areaal. Deze figuur is tot stand gekomen door een uitsnede uit de stapelkaart te maken voor de EHS gebieden. Naarmate er meer normen (voor de 3 milieuthema's) worden overschreden en naarmate de normoverschrijding sterker is wordt de bedreiging groter

5.3 Oplossingsscenario's

Uiteraard zijn er vele oplossingsscenario's denkbaar. Een tweetal extreme voorbeelden in deze zijn:

- de landbouw moet 'morgen' voldoen aan de strengste milieu normen;
- de EHS wordt drastisch verkleind of wordt op een aantal plaatsen gewoon elders gesitueerd.

Ter illustratie van de onmogelijkheid van het eerste voorbeeld is in figuur 5 een recent resultaat vanuit het mestmeetnet gegeven. Samen met LEI-DLO heeft het RIVM een representatieve set (steekproef) van 100 bedrijven 'gemonitord'. Naast het verzamelen van informatie uit de mestboekhouding werd ook de concentratie aan nitraat in het ondiepe grondwater gemeten. Het resultaat was dat 95% van de onderzochte bedrijven boven de nitraatnorm (50 mg/l als NO_3) zit en dat zelfs bij 50% van de bedrijven meer dan 4x de nitraatnorm wordt gemeten. Worden de resultaten uitgesplitst naar bedrijfstypen dan zitten de akkerbouw en de extensieve melkveehouderij gemiddeld een factor 2,5 boven de norm, de intensieve melkveehouderij een factor 4,5 en de maispercelen zelfs een factor 6,5 boven de norm. Aan de andere kant is het ook duidelijk dat als er gerichte maatregelen worden ingevoerd zoals bijvoorbeeld op het open proefbedrijf 'De Marke' er duidelijk sprake is van een milieuwinst (figuur 5).

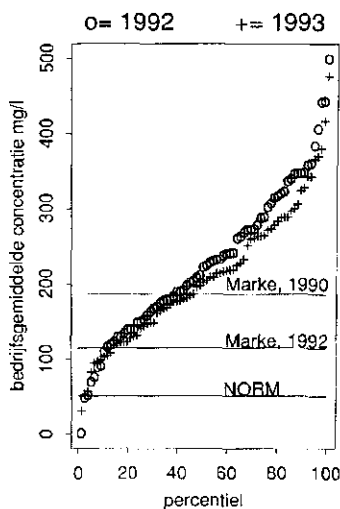


Fig. 5 Verloop van de nitraatconcentratie in het ondiepe grondwater op het proefbedrijf 'De Marke'

Het zal dan ook een hele uitdaging worden om in dit voorbeeld de maatregelen van de proefboerderij geheel of gedeeltelijk te implementeren en deze te combineren met het type bedrijf en de gevoeligheid van de bodem voor uitspoeling van stikstof.

Het tweede voorbeeld wordt realiteit als men zou besluiten de ruimtelijke kenmerken van de gevoeligheid (zoals de bodem) te gebruiken bij het minimaliseren van de milieueffecten. Immers in het verlengde van het bovenstaande voorbeeld zouden de bedrijven met een te hoge uitspoeling kunnen worden gesitueerd op de minst kwetsbare bodems ook al zouden deze in de EHS liggen. Uiteraard zal dan wel het compensatieve beginsel met betrekking tot EHS moeten worden toegepast. Kortom in feite dient deze problematiek regionaal te worden aangepakt, omdat er aanzienlijke regionale verschillen bestaan in de regionale belasting en gevoeligheden.

5.4 Plattelandsvernieuwing en milieukundig onderzoek.

Een gebiedsgerichte aanpak zoals hierboven is beschreven is zeker een kansrijke aanvullende marsroute, die ongetwijfeld in het kader van de plattelandsvernieuwing zal worden ingeslagen. Ter illustratie wordt in het vervolg dit spoor nog iets verder geconcretiseerd.

De gebieden met een cumulatie van milieuproblemen liggen met name in het centrale, zuidelijke en oostelijke zandgebied. Vergeleken met de klei- en veengebieden zijn deze zandgebieden in abiotisch en biotisch opzicht extra gevoelig voor verzuring, vermisting en verdroging. In de nationale milieudoelstellingen voor deze milieuthema's komt het geringe incasseringsvermogen van de zandgronden onvoldoende tot uitdrukking. Voor de in de zandgebieden geconcentreerde kwetsbare functies natuur en drinkwaterwinning uit grondwater, blijft het perspectief ongunstig vanwege de combinatie van hoge regionale milieubelasting en de grote gevoeligheid. Realisatie van de natuurdoeltypen van de Ecologische Hoofdstructuur lijkt in de zandgebieden niet mogelijk zonder aanvullende maatregelen. Intensivering van het 'generieke' beleid is daarvoor een

mogelijkheid, maar zal ook extra (dure) maatregelen vergen in 'schone' en minder gevoelige gebieden. Een aanvullende gebiedsgerichte benadering is vanuit het oogpunt van milieurendement een meer kosteneffectieve oplossing. Deze aanpak kan er wel toe leiden dat in zwaar belaste of kwetsbare gebieden strengere milieu-eisen worden gesteld dan in andere gebieden. Een gebiedsgerichte benadering kan gebaseerd zijn op het aanpakken van regionale kernproblemen (die met een hoog milieurendement kunnen worden opgelost) en op het bereiken van de beoogde gebiedsfuncties, variërend van de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur tot het geven van prioriteit aan regionale economische kernfuncties (b.v. landbouw).

Echter voor het opstellen van de diagnose van de milieukwaliteit, maar vooral van de ecologische effecten (multistress) is slechts beperkte kennis aanwezig. Nog problematischer is het voorspellen van de milieukwaliteit en effecten met voldoende regionaal detail. Dit betekent dat de betrouwbaarheid van (milieu)scenariostudies voor het landelijk gebied nog duidelijk in een groeifase zit en er nog veel moet gebeuren.

Literatuur

Bekhuis, F.H.W.M., J.B. Latour en R. Reiling, 1994. De toestand van het milieu in het landelijk gebied. Deel I: Hoofdrapport. RIVM. Bilthoven.

6 Landbouw en eerste levensbehoeften

dr.ir. P.E. Rijtema

DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied

6.1 Inleiding

In het deuterokanonieke bijbelboek 'Wijsheid van Jezus Sirach', hoofdstuk 29 staat: 'De eerste levensbehoeften zijn water, brood, kleding en een huis dat de naaktheid bedekt'. Als hij in onze tijd en in onze streken had geleefd zou hij aan deze eerste levensbehoeften onmiddellijk schone lucht en energie hebben toegevoegd.

De mensen waren in het verleden voor hun eerste levensbehoeften volledig afhankelijk van de natuur en de daaruit ontstane landbouw. Landbouw, veehouderij en bosbouw leverden voedsel, kleding, schoeisel, huisvesting en brandstof. Met de industriële ontwikkeling van de produktie van kunststoffen is men zich, behalve wat betreft de voedselproduktie, steeds minder bewust geworden van de essentiële betekenis van de landbouw voor de samenleving.

De groeiende wereldbevolking, uitputting van fossiele brandstofvoorraden en andere delfstoffen, en de verontreiniging van het leefmilieu zijn voor velen een bron van grote zorg, vooral voor de na ons komende generaties. Ook veel onderzoekers houden zich met dit vraagstuk bezig, waarbij met wereldmodellen wordt gepoogd om aan te geven welke ontwikkelingen moeten plaats vinden om het voortbestaan van de mensheid te regelen. Meadows et al. (1992) geven met hun analyse van de ontwikkelingen een vervolg op het bekende rapport: 'De grenzen van de groei' van de 'Club van Rome'.

Vooraf terwille van het beleid heeft de WRR (1992, 1994) gepoogd om voor de grondgebonden landbouw de grenzen te verkennen, waarbinnen ze zich de komende jaren zou moeten ontwikkelen. Na een inventarisatie van de beleidsdoelen zoals die in Europa op tafel liggen formuleerde de WRR vier uiterste visies op het gewenste beleid, die vervolgens in scenario's werden uitgewerkt. In de rapporten wordt uitgegaan van de 'technisch best mogelijke landbouwpraktijk', waarbij wordt gestreefd naar de intensivering van de landbouwproduktie op een zo klein mogelijk areaal. Hierbij is uitgegaan van minimalisering van de inzet van elke hulpbron, tot het niveau waarbij de overige hulpbronnen maximaal worden benut. Bij de beschouwingen is gebruik gemaakt van berekende maximale produkties over een langjarige reeks van historische klimaatsgegevens. De vraag blijft hierbij echter open voor discussie of in de praktijk bij goed landbouwkundig beheer deze produktiedoelstellingen zullen worden bereikt bij het vooraf moeten inschatten van onbekende klimatologische en technologische risico's. Bovendien zal de beheerder zich bij de inschatting van de risico's meer richten op het veilig stellen van de continuïteit van de produktie, dan op maximalisatie.

Een ander belangrijk uitgangspunt in de WRR studies is de schatting van de beschikbare hoeveelheid irrigatiewater. Er zal nader worden ingegaan op de manier waarop de beschikbare hoeveelheden irrigatiewater zijn geschat.

Na een beschouwing over het begrip duurzame landbouw zal worden ingegaan op een aantal aspecten, die mede bepalend zijn voor de ontwikkeling van de landbouwproductie. Dit betreft de aspecten bevolkingsgroei en beschikbaar landbouwareaal per hoofd van de bevolking, de beschikbaarheid van water voor irrigatie, beheersbeslissingen in de landbouw en de invloed van zowel het klimaat als de watervoorziening op de productie. Vervolgens wordt ingegaan op het efficiënt gebruik van nutriënten en bestrijdingsmiddelen in de geïrrigeerde landbouw. Tot slot wordt een beschouwing gegeven over het energieverbruik door de landbouw, als beoordelingscriterium voor de efficiëntie van produktiesystemen.

6.2 Duurzame landbouw

Het begrip duurzame landbouw heeft in veel kringen een andere betekenis dan de woorden aangeven. Duurzame landbouw geeft de continuïteit aan van de landbouwproductie. Geen enkele boer is erop uit om de produktiviteit van zijn gronden zodanig te verstoren, dat in de toekomst geen productie mogelijk zal zijn. Heel vaak wordt onder duurzame landbouw verstaan een landbouw, die andere functies in het landelijk gebied niet nadelig beïnvloedt. Dit betekent, dat vanuit die andere functies randvoorwaarden worden opgelegd, waarmede bij de landbouwkundige ontwikkeling rekening moet worden gehouden. Er kan dan ook beter worden gesproken van een duurzaam gebruik van het landelijk gebied.

In derde-wereldlanden heeft het begrip duurzame landbouw echter de reële betekenis van het duurzaam veilig stellen van de landbouwproductie. Hierbij richt men zich op een landbouwkundige ontwikkeling waarbij vooral de bodemdegradatie als gevolg van erosie en verzouting wordt voorkomen.

Het lijkt daarom beter het begrip duurzame landbouw te definiëren als: het duurzaam veilig stellen van de landbouwproductie door zo efficiënt mogelijke benutting van bodem, water en energie. Hierbij is het energieverbruik in de landbouw kenmerkend voor zowel het directe energiegebruik als het indirecte verbruik via meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen en aanvoer van irrigatiewater.

6.3 Bevolkingsgroei en landbouwareaal

Een belangrijk deel van de wereldbevolking woont in gebieden waar de natuurlijke hulpbronnen van een bijzonder lage kwaliteit zijn, zoals: ariede gebieden, gebieden met steile hellingen, gebieden met een zeer onregelmatige neerslagdistributie, en in ecologisch zwakke gebieden met gronden van een lage kwaliteit (FAO, 1988). In veel regio's is geen nieuw landbouw areaal beschikbaar en de behoefte kan alleen worden

gedekt door intensivering van het produktiesysteem. In semi-ariëde gebieden zal het landbouwkundig oppervlak sterk moeten worden uitgebreid ten koste van het areaal natuurlijk grasland en droge bossen. In de tropische bosgebieden is het kapproces versneld en in de laatste twintig jaar hebben weinig producerende gewassen en grasland grote delen van het tropenbos vervangen.

Tengevolge van de bevolkingsgroei neemt het beschikbaar landbouwareaal per hoofd van de bevolking af, terwijl de vraag naar landbouwprodukten toeneemt. Deze trend zet zich afhankelijk van de grootte van de bevolkingsgroei in mindere of meerdere mate over de hele wereld voort. Uit tabel 1 blijkt dat in sommige gebieden de behoefte aan landbouwprodukten voor voeding, vezels, energie en basis industriële produkten per hoofd van de bevolking met 0,1 ha of minder moet worden gerealiseerd. In een land als Egypte was het beschikbare areaal per hoofd van de bevolking in 1989 reeds gedaald tot 0,05 ha.

Tabel 1 Het beschikbare landbouwareaal in ha per hoofd van de bevolking voor verschillende continenten in de jaren 1960, 1975, 1990, 2010 en 2030 (Joly, 1993).

Continent	Landbouwareaal in ha per hoofd van de bevolking				
	1960	1975	1990	2010	2030
Nrd Amerika	0,92	0,76	0,64	0,48	0,36
Europa	0,35	0,30	0,28	0,26	0,25
Azië	0,24	0,18	0,14	0,08	0,06
Zd Amerika	0,46	0,39	0,34	0,30	0,28
Afrika	0,55	0,42	0,29	0,14	0,11

De grootste uitdaging waar we in de volgende eeuw voor komen te staan is het produceren van de basisbehoeften aan voedsel, plantaardige oliën, vezelgewassen, krachtvoer en ruwvoer op een oppervlak van minder dan 0,1 ha per hoofd van de bevolking.

Het zal duidelijk zijn dat naast land en water, de beschikbaarheid van minerale meststoffen de belangrijkste inputs zijn voor de toename in de landbouwproductie.

6.4 Waterbeschikbaarheid en irrigatie

De produktiepotentie van het landbouwareaal wordt voor een belangrijk deel bepaald door de beschikbaarheid van water. Uit het verschil tussen de water gelimiteerde produktie en de potentiële produktie kan in principe worden afgeleid wat de potentiële behoefte aan irrigatiewater is. In het rapport van de WRR (1992) wordt de watervoorziening gericht op drie hoofdgebruiksgroepen: drinkwater, industrie en landbouw. De gezamenlijke waterbehoefte moet worden gedekt door de aanvoer van oppervlaktewater en grondwater. Tevens is er van uitgegaan dat de vraag naar water voor drinkwater en industrieel gebruik eerst moet worden gedekt en dat het restant beschikbaar is voor irrigatiewater.

In het model is per regio een restrictie opgenomen die de regionale beschikbaarheid van water aangeeft op basis van de jaarlijkse neerslag, de maximaal winbare grondwatervoorraad en de maximaal winbare afspoeling. De winbare grondwatervoorraad wordt door de WRR (1992) vrij arbitrair gesteld tussen de 5 en 10% van de jaarlijkse neerslag; de maximaal winbare afspoeling voor een regio is op 50% gesteld. Het rapport wekt de indruk, dat de irrigatie-efficiëntie op 100% wordt gesteld.

Hierbij moeten echter wel enkele kanttekeningen worden geplaatst. In Nederland bedraagt het jaarlijks neerslagoverschot ongeveer 33% van de gemiddelde jaarlijkse neerslag. Door de verdeling van het neerslagoverschot in de tijd, de geaccidenteerdheid van het terrein, het al dan niet voorkomen van goede watervoerende pakketten en de kwaliteit van het grondwater is slechts maximaal 17% van het neerslagoverschot beschikbaar voor grondwaterwinning, hetgeen overeenkomt met ongeveer 6% van de jaarlijkse neerslag. Dit betekent voor de gebieden die geschikt zijn voor grondwaterwinning, dat 30 tot 50% van het neerslagoverschot wordt opgepompt. Hierbij moet wel rekening worden gehouden met het feit, dat een deel van deze voeding afkomstig is vanuit Duitsland en België. Bij het maximaal oppompen van grondwater in de wingebieden treedt echter aanzienlijke verdroging op. Toename van de winning van grondwater heeft een even grote daling van de oppervlaktewater afvoer tot gevolg, omdat een grotere voeding van het watervoerend pakket noodzakelijk is. In al die gevallen waarbij de grondwatervoeding kleiner is dan de hoeveelheden water, die worden opgepompt is er in feite sprake van mijnbouw en dus van niet duurzaam gebruik van de grondwatervoorraad. Gevolgen hiervan zijn permanente grondwaterstandsverlaging, waardoor voortschrijdende verdroging ontstaat met daaraan gekoppeld een extra irrigatiebehoefte. In de benedenstroomse deltagebieden neemt het risico voor zeewaterintrusie toe, met de daaraan gekoppelde verzilting. Dit vraagt weer extra water van goede kwaliteit voor de verziltingsbestrijding.

De aanname om, in minder humiede gebieden dan Nederland, 5-10% van de neerslag als grondwater te kunnen winnen is een overschatting van de mogelijkheden. Het jaarlijks neerslagoverschot in de deelgebieden, die daarvoor in aanmerking komen, is veel geringer dan in Nederland, terwijl de voeding van de rivieren vaak afkomstig is van bergachtig gebied, waar dikwijls relatief grotere neerslaghoeveelheden vallen. Bovendien is grondwateronttrekking in het berggebied zelf niet mogelijk. Gaat men in de vlakkere geïrrigeerde landbouwgebieden op grote schaal grondwater onttrekken, dan zal een belangrijk deel van de voeding van het grondwaterpakket moeten worden geleverd door wegzijgingsverliezen aan irrigatiewater, waardoor kwaliteitsvermindering van het grondwater zal gaan optreden.

Een belangrijk aspect zijn de verliezen die bij irrigatie optreden. Dit betreft zowel de verliezen ten gevolge van lekverliezen uit de waterlopen, als die ten gevolge van een onregelmatige distributie van het irrigatiewater bij oppervlakte-irrigatie over de lengte van de 'furrows' waarbij de infiltratietijd aan het begin langer is dan aan het einde van de 'furrow' en de verliezen ten gevolge van scheurvorming op zware gronden. Indien er aanvullend op de neerslag wordt geïrrigeerd zullen extra verliezen optreden als gevolg van onverwachte neerslag vrij kort nadat is geïrrigeerd.

In verband met de verziltingsbestrijding zal een extra hoeveelheid water nodig zijn voor doorspoeling van de grond. Afhankelijk van de kwaliteit van het water wordt voor een effectieve verziltingsbestrijding gerekend op een doorspoelbehoefte van 10 tot 20% van de behoefte aan irrigatiewater (Ayers, 1977). Als alle verliezen samen worden genomen is de efficiëntie van het watergebruik op bedrijfsniveau ongeveer 50%.

Voor grote irrigatiegebieden met beperkte neerslag in de wintermaanden en twee gewassen per jaar, zoals bijvoorbeeld in Egypte, is bij een goede kwaliteit van het irrigatiewater met een intensief hergebruik van zowel drainagewater als stedelijk afvalwater maximaal een regionale efficiëntie van 70% te bereiken in de Nijldelta, zoals blijkt uit tabel 2.

Tabel 2. Wateraanvoer, waterafvoer en hergebruik van drainagewater in de Oostelijke Nijldelta in $10^9 \text{ m}^3 \text{ jr}^{-1}$. (Abdel-Gawad et al., 1991)

Jaar	Aanvoer	Afvoer	Hergebruik
1984	12,243	4,633	0,801
1985	11,969	4,355	0,804
1986	11,654	4,281	0,925
1987	11,249	3,948	0,814
1988	10,322	3,652	0,652

Hoewel de aanvoer van irrigatiewater naar de Oostelijke Delta in de loop van de jaren is afgenomen, neemt ook de hoeveelheid hergebruikt water af, als gevolg van zowel mindere beschikbaarheid als slechtere kwaliteit. Per saldo blijft de relatieve afvoer vrijwel gelijk. Uit het voorgaande blijkt, dat bij goed waterbeheer de efficiëntie van de wateraanvoer voor irrigatie maximaal op 70% mag worden gesteld.

6.5 Technisch best mogelijke landbouwpraktijk

In de rapporten van de WRR (1992, 1994) wordt uitgegaan van de 'technisch best mogelijke landbouwpraktijk', waarbij wordt gestreefd naar de intensivering van de landbouwproductie op een zo klein mogelijk areaal. Hierbij wordt uitgegaan van de optimumwet van Liebscher: een input, die in het minimum is, wordt des te efficiënter gebruikt naarmate andere inputs meer hun optimum benaderen. Minimalisering van de inzet van elke hulpbron, tot het punt dat de overige hulpbronnen maximaal worden benut. Volgens dit principe zou een verband kunnen worden gelegd tussen de efficiëntie van de inputs van nutriënten, bestrijdingsmiddelen, water en overige technische hulpmiddelen per eenheid van produkt en de gerealiseerde opbrengsten per oppervlakte eenheid. Er wordt dan met een minimum aan inzet van hulpbronnen gewerkt, hetgeen tevens een minimale belasting van de omgeving teweeg brengt. Volgens de theorie zou immers iedere verhoging van een enkele hulpbron er toe leiden, dat wordt afgeweken van de maximale benutting.

In de WRR rapporten wordt geabstraheerd van verschillen in management en bedrijfsstructuur, waarmede impliciet wordt aangenomen dat deze factoren op de wat langere termijn niet bepalend zullen zijn voor de prestatieverschillen in de regio's.

Bij zowel goede als slechte produktiesituaties wordt gestreefd naar een zo hoog mogelijk produktieniveau. Al naar gelang de produktiesituatie vindt de optimale aanwending van hulpbronnen plaats bij een ander produktieniveau. In beide gevallen wordt de minimale inzet van hulpbronnen en daarbij de minimale emissie van stoffen naar het milieu gerealiseerd.

De toepassing van 'Technisch best mogelijke landbouwpraktijk' leidt tot het opstellen van een aantal technieken voor agrarische produktie die teelttechnisch het beste resultaat geven. 'Technisch best mogelijke landbouw' praktijk is dus geen economisch begrip. Wanneer deze technieken inderdaad zouden kunnen worden gerealiseerd, zou dit in grote delen van de EG een groot verschil geven met de huidige praktijk.

De zo gewenste 'ideale' situatie zal om te beginnen altijd inhouden dat de landbouw teelt- en milieutechnisch optimaal met haar inputs omgaat. Op basis van dit uitgangspunt zijn voor een groot aantal jaren berekeningen uitgevoerd van de potentiële en actuele produktie, zonder en met aanvullende watervoorziening door irrigatie. Het niet voldoen aan de berekende produktieniveau's wordt beschouwd als het gevolg van wanbeheer. Op grond van deze beschouwingen komt de WRR (1994) tot de conclusie, dat met uitzondering van Azië, overal per regio aan de voedselbehoefte kan worden voldaan. Zelfs bij een hoge bevolkingsgroei, waarbij in het jaar 2040 bijna 12 miljard mensen aanwezig zijn, zou op wereldschaal bij drie van de vier berekende scenario's zelfs een voedseloverschot aanwezig zijn.

De vraag blijft echter open voor discussie of bij goed landbouwkundig beheer de verlangde produktiedoelstellingen bij optimale toepassing van water, meststoffen en toegepaste technologie zullen worden bereikt. De risicovaststelling bij de landbouwproduktie blijft onzeker, omdat er een aantal niet voorspelbare variabelen bij zijn betrokken. Goede beheerspraktijken zullen doorgaans een compromis opleveren tussen klimatologische beperkingen als kans op extreem lage (nachtvorst) en hoge temperaturen, neerslag, beschikbaar water, bemesting, reductie van emissie risico's en landbouwkundige opbrengsten (Rijtema, 1993).

Bij de regenafhankelijke landbouw zal bij het begin van het groeiseizoen moeten worden beslist over de te gebruiken hoeveelheden zaaigoed en meststoffen, terwijl nog onbekend is hoeveel water er gedurende het groeiseizoen via de regen beschikbaar komt. De grote variabiliteit in hoeveelheden neerslag maakt dat de landbouwer meer zal kiezen voor een zo groot mogelijke zekerheid om jaarlijks een redelijke oogst te verkrijgen, dan voor een maximale oogst in sommige natte jaren, terwijl in de drogere jaren een volledige misoogst optreedt. Een belangrijk criterium bij zijn beslissing is, dat tijdens de kritische periode van het in de aar schieten, bloei en vruchtzetting van het gewas nog voldoende vocht in de bodem beschikbaar is. Schade die in die periode optreedt, kan later niet worden hersteld en dit kan in extreme gevallen leiden tot een volledige misoogst. Afhankelijk van het aanvaardbare risico van een volledige misoogst, zal de keuze vallen op een bepaalde combinatie van zaaigoed en bemesting, waarmee door

middel van een lage plantdichtheid en een lage tot matige bemesting een schrale vegetatieve groei wordt verkregen met een matig waterverbruik, zodat bij een bepaalde droogtefrequentie nog een zo hoog mogelijke opbrengst wordt verkregen (Ryhiner en Matsuda, 1978).

Verwachtingen ten aanzien van de neerslagverdeling en van de beschikbare hoeveelheid en kwaliteit irrigatiewater zijn mede bepalend voor beslissingen, die aan het begin van en tijdens het groeiseizoen moeten worden genomen voor wat betreft de zaaidatum en het te volgen bemestings- en irrigatieregime. Bij zijn beslissingen gaat de bedrijfsvoerder uit van zijn ervaringen in het verleden om zijn risico's in te schatten, waarbij eventuele vochttekorten tijdens de vegetatieve groei eerder acceptabel zijn, dan in de generatieve groei.

De in de praktijk verkregen opbrengsten, zoals die zijn gebaseerd op zowel praktische ervaring als goede landbouwkundige beheersbeslissingen, zullen daarom over een lange reeks van jaren altijd lager liggen dan de met modelberekeningen, met behulp van een langjarige reeks historische klimaatsgegevens, zowel met als zonder irrigatie, gesimuleerde maximaal haalbare opbrengsten.

6.6 Landbouw en klimaat

In de praktijk zal de keuze van de gewassen bepaald worden door het klimaat gedurende het groeiseizoen. Zo zullen bijvoorbeeld gewassen als aardappels en granen onder de klimatologische omstandigheden van Noord Afrika wel als wintergewassen worden geteeld, maar niet als zomergewassen. De beperkingen die klimatologisch aan een gewas worden opgelegd kunnen een direct gevolg zijn van het temperatuurregime waaraan het gewas wordt blootgesteld of indirect door een combinatie van hoge temperaturen en lage luchtvochtigheden waardoor het gewas zelfs bij optimale vochtvoorziening aan een fysiologische droogte wordt blootgesteld. Beperkingen in de vochtvoorziening, tijdens de overgang van vegetatieve naar generatieve groei, als het in de aar schieten bij granen, de bloei en de vruchtzetting leidt tot schade door ongunstige korrel-stro verhoudingen, waardoor bij dezelfde drogestofproductie een lagere korrelopbrengst wordt verkregen (Rijtema, 1968; Rijtema and Aboukhaled, 1975).

6.6.1 Fotosynthese en klimaat

Fotosynthese is een fotochemisch proces, waarbij lichtenergie wordt gebruikt voor de reductie van CO_2 , maar dat tevens wordt gevolgd door biochemische processen, die enzymatisch worden aangestuurd. Deze processen zijn temperatuur afhankelijk en nemen af onder sub-optimale temperaturen. Bij te hoge temperaturen wordt de enzymatische werking vernietigd, zodat nadien alleen nog fotosynthese kan optreden als er een regeneratie vermogen aanwezig is.

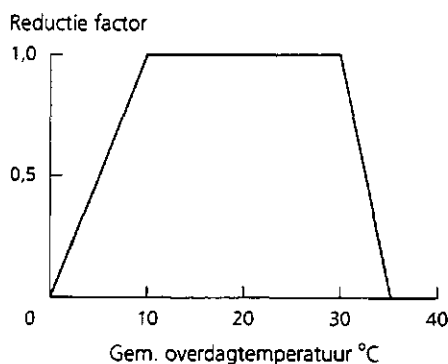


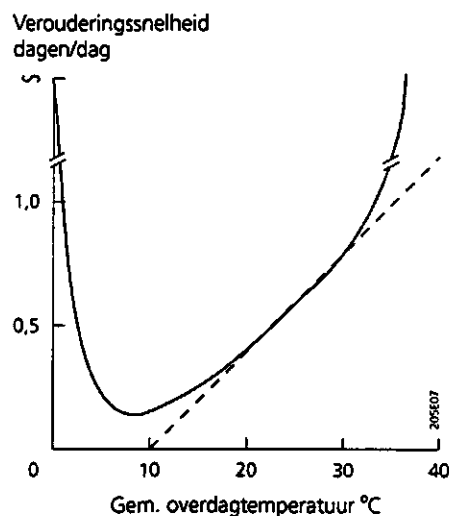
Fig. 1 Het in WOFOST weergegeven verband tussen fotosynthesesnelheid en temperatuur (Supit et al., 1994)

In WOFOST (Supit et al, 1994; Hijmans et al, 1994) wordt de fotosynthesesnelheid afhankelijk gesteld van de temperatuur, waarbij een geschematiseerde optimum curve, zoals in figuur 1 wordt gegeven. De belangrijkste vraag is echter of bij overschrijding van de maximaal toelaatbare temperatuur het proces bij latere verlaging van de temperatuur zonder meer reversibel is.

Veroudering van blad heeft betrekking op het verlies van het vermogen om essentiële fysiologische processen uit te voeren en afsterving van het blad. De fundamentele processen hebben betrekking op de fysiologische veroudering en afbraak van eiwitten. Deze processen zijn moeilijk kwantificeerbaar. In WOFOST wordt aangenomen dat het blad pas afsterft als het zijn levenscyclus heeft voltooid. De fysiologische levensduur wordt uitgedrukt als de levensduur bij een constante temperatuur van 35 °C. De fysiologische veroudering wordt in het model beschreven als een lineaire functie van de temperatuur, waarin de verouderingsfactor wordt uitgedrukt in dagen per dag. Tevens wordt hierbij een temperatuurondergrens opgelegd waaronder geen fysiologische veroudering optreedt. De lineariteit tussen de dagelijkse toename in de veroudering en de temperatuur kan, vooral bij extrapolatie naar hogere temperaturen buiten het gebied waarvoor getoetst is, resulteren in een overschatting van de lengte van het groeiseizoen, met als gevolg een overschatting van de potentiële produktie. In theorie kan het gewas blijven functioneren bij extreem hoge temperaturen, zonder versnelde afsterving, terwijl de fotosynthese reeds stil staat. Een asymptotische benadering van een oneindig grote verouderingssnelheid boven een bepaalde maximum temperatuur, zoals in figuur 2 is weergegeven, lijkt een betere benadering voor het verouderingsproces.

Tevens heeft het fenologisch stadium waarin het gewas verkeert geen invloed in de formulering. Het fenologisch stadium van de ontwikkeling heeft grote invloed op de verdeling van de fotosynthese produkten. Deze produktie gaat na de overgang van de vegetatieve fase naar de generatieve fase vrijwel volledig naar de organen, die voor de produktie van een volgend gewas noodzakelijk zijn. Regeneratie van de fotosynthese capaciteit na eventuele beschadiging van de enzymatische capaciteit in het blad is daarbij niet meer mogelijk, waardoor een versnelde afbraak van de fysiologische procescapaciteit voor de fotosynthese wordt bewerkstelligd. Zowel Rijtema and Endrödi (1970) voor aardappels als Ryhiner and Matsuda (1978) voor tarwe tonen aan dat de fotosynthese-efficiëntie meer dan lineair achteruitgaat in vergelijking met de waargenomen hoeveelheid afgestorven blad. Bekend is bijvoorbeeld, dat enkele dagen met hoge maximum temperaturen van 25 °C en hoger in de laatste decade van mei funest zijn voor de produktie van tulpebollen, omdat het gewas onder die omstandigheden zeer

Fig. 2 De relatie tussen de verouderingssnelheid en temperatuur. Lineaire relatie volgens aanname in WOFOST (Supit et al., 1994), de curve als meer waarschijnlijke relatie



snel afsterft. Eenzelfde temperatuur blootstelling in een vroeger stadium heeft nauwelijks effect op de levensduur van het gewas.

6.6.2 Verdamping en watervoorziening

In de berekeningen van de maximale klimatologische verdampingsvraag wordt in WOFOST gebruik gemaakt van een licht gemodificeerde benadering van de berekeningsmethode zoals deze wordt voorgesteld door Doorenbos and Pruitt (1977). Hierbij wordt de maximale verdamping berekend voor een kort standaard grasgewas van circa 4 - 5 cm hoogte. Op de zo berekende verdamping wordt door middel van een empirische factor gecorrigeerd voor gewas type. Deze factor varieert tussen de waarden 0.8 en 1.2. Deze factoren zijn onafhankelijk gesteld van het klimaat. Rijtema (1965) toonde reeds aan dat gebruik van empirische gewasfactoren onder verschillende klimaatscondities tot een onderschatting van de maximale verdampingsvraag kan leiden. Gebruik van gewashoogte afhankelijke ruwheidscoëfficiënten bij de berekening van de verdamping leidt tot een aanzienlijk hogere waarde van de atmosferische verdampingsvraag onder semi-ariëde en ariëde omstandigheden. Rijtema and Aboukhaled (1975) toonden aan (figuur 3) dat onder ariëde omstandigheden de op deze wijze berekende piekverdamping voor katoen en mais in Egypte en Libanon overeenstemt met waterbalansgegevens van teelten die om de 8 dagen werden geïrrigeerd.

Rijtema and Aboukhaled (1975) geven in dezelfde studie op basis van een fysische benadering een klimaat, gewas en bodemtype afhankelijke relatie voor de bepaling van het optreden van een gereduceerde verdamping als gevolg van beperkingen in de vochtvoorziening.

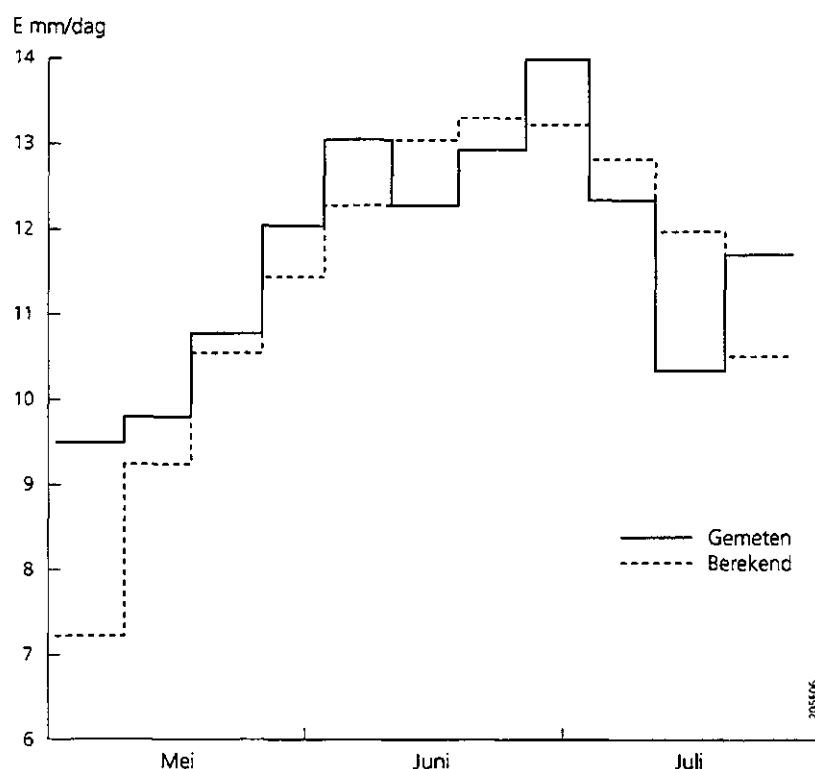


Fig. 3 De evapotranspiratie van katoen op een kleigrond in Giza, Egypte. De volgetrokken lijn is de gemiddelde werkelijke verdamping bij irrigatieintervallen van 8 dagen in 1967 en 1968; de gestippelde lijn is de, als langjarig gemiddelde, berekende maximale atmosferische verdampingsvraag voor de regio Giza (Rijtema and Aboukhaled, 1975)

Tabel 3 Het verband tussen de kritische blad water potentiaal waarbij huidmondjes zich sluiten en de maximale waarde van het electrisch geleidingsvermogen, die een plant kan weerstaan.

Gewas	Auteur	kritische blad water potentiaal ψ_{lc} (bars)	Maximale EC_{dw} ($mS\text{cm}^{-1}$) (Ayers, 1977)
Katoen	Ehlig and Gardner, 1964	- 13	54
Birdsfoot trefoil	Ehlich and Gardner, 1964	- 10	30
Gras	Rijtema, 1965	- 10	38
Tarwe	Rijtema and Ryhiner, 1968	- 10	40
Zonnebloem	Ehlig and Gardner, 1964	-7.5	29
Peper	Ehlig and Gardner, 1964	-3.5	17
Aardappel	Endrödi and Rijtema, 1969	-3.5	20

In een later uitgevoerde analyse voor de bepaling van het effect van zoutaccumulatie op de verdamping gaven Rijtema and El Guindi (1986) op basis van de in tabel 3 gegeven literatuur gegevens een relatie tussen de kritische blad water potentiaal, waarbij de huidmondjes zich sluiten, en de maximale waarde van de osmotische potentiaal, waarbij het gewas in leven blijft (figuur 4).

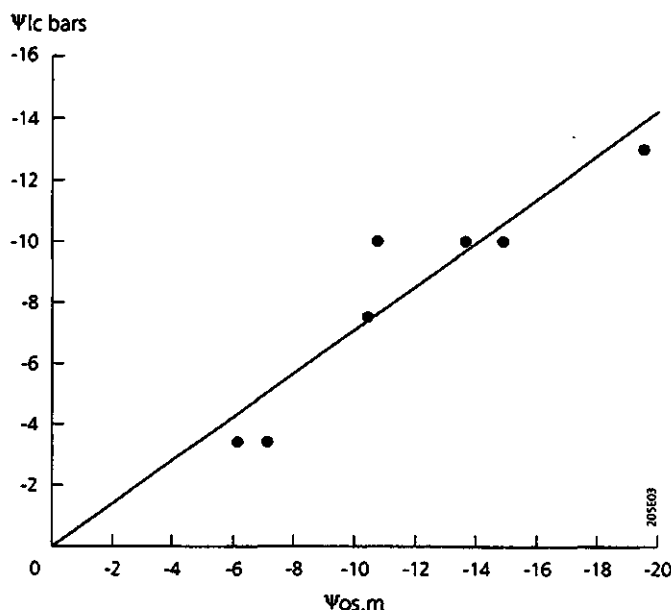


Fig. 4 De relatie tussen de kritische zuigspanning in het blad (Ψ_{lc}) waarbij de huidmondjes zich gaan sluiten en de maximale osmotische potentiaal ($\Psi_{os.m}$), die een gewas kan weerstaan (Rijtema and El-Guindi, 1986)

Gegevens over zoutgevoeligheid zijn voor een groot aantal gewassen beschikbaar (Ayers, 1977; Maas and Hoffman, 1977). Op basis van de gevonden relaties kunnen de effecten van droogtegevoeligheid en zoutgevoeligheid op de reductie in de verdamping per gewas en per bodemtype volgens een functionele relatie gecombineerd worden berekend (Roest et al, 1993).

In al die gevallen waar de beschikbaarheid van water de limiterende factor is, zowel naar kwantiteit als kwaliteit, en niet de oppervlakte voor landbouw geschikte gronden, kunnen effecten van waterbesparing op de produktie worden geanalyseerd. Zolang de relatieve waterbesparing groter is dan de relatieve opbrengstreductie, als gevolg van de daarbij optredende vochttekorten en/of zoutaccumulatie tijdens het groeiseizoen, zal de voorkeur moeten worden gegeven aan waterbesparing (Abdel Gawad et al., 1991).

6.7 Landbouw en hulpstoffen

Figuur 5 (Joly, 1993) geeft een overzicht van de ontwikkeling van het meststoffengebruik en de gemiddelde graanopbrengsten tussen 1960 en 1990. In de USA is de intensivering van de produktie als gevolg van veredeling en verbetering van irrigatietechnieken gerealiseerd in combinatie met een geringe stijging van het meststoffengebruik. Voor Groot Brittanië tekent zich bij een hoger meststoffengebruik een zelfde trend af. Daarentegen geldt voor Brazilië een toenemend gebruik van meststoffen bij een uiterst geringe stijging van de produktie. Globaal gesproken wordt de produktie van voedselgewassen in Zuid-Amerika gekarakteriseerd door lage opbrengsten bij een laag intensiveringsniveau. Voor Azië zijn tevens de behoeften voor de vereiste graanproduktie aangegeven in relatie met het meststoffenverbruik bij twee niveau's van technologische ontwikkeling.

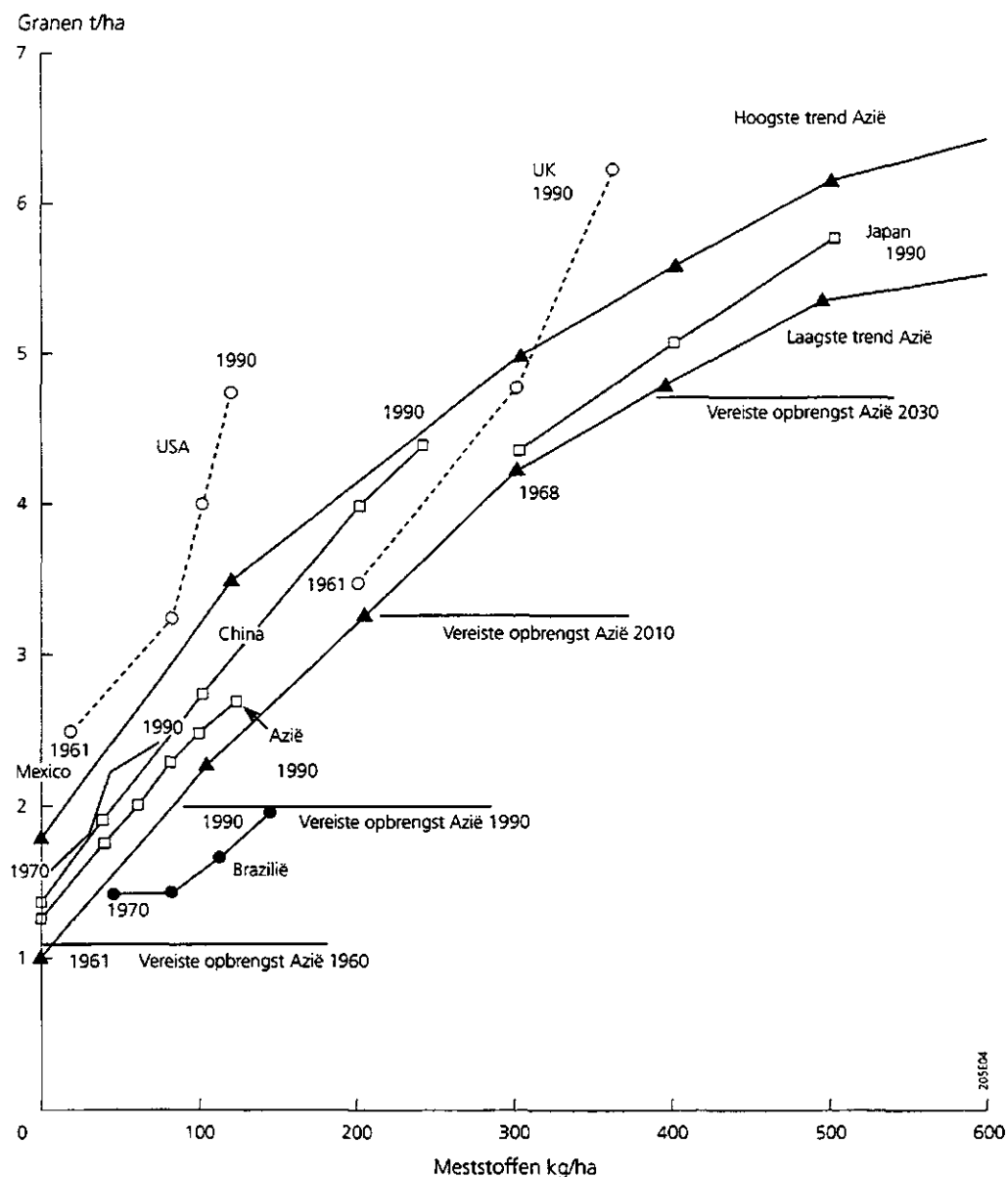
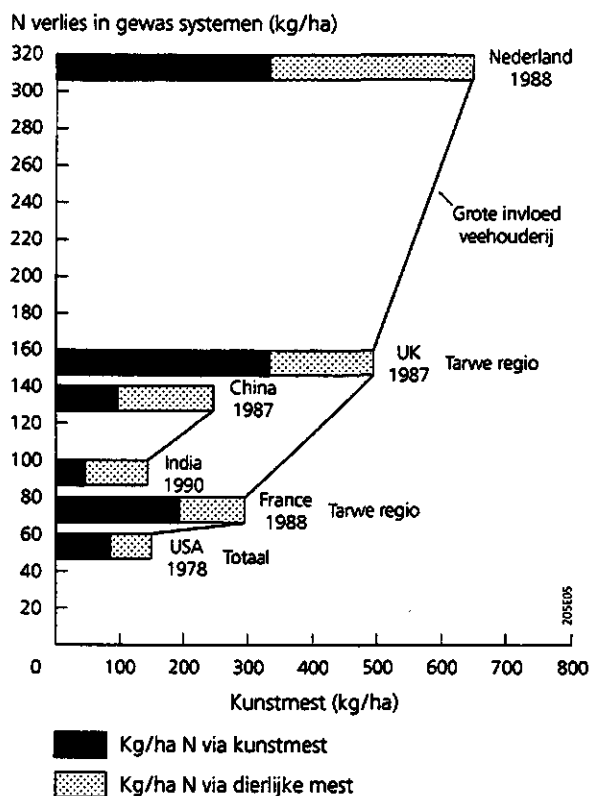


Fig. 5 De ontwikkeling van het kunstmestgebruik en de gewasproductie in Europese, Aziatische en Zuid-Amerikaanse landen en in de USA (Joly, 1993)

Onder natuurlijke omstandigheden verliezen gronden en natuurlijke vegetaties ook enige nutriënten door uitspoeling, verdamping en oppervlakteafvoer. Bij landbouwkundige teelten wordt dit proces alleen maar versterkt door de extra aanvoer van meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen. De gevolgen van het mineralenbeheer voor het milieu variëren sterk met het intensiveringsniveau en de landbouwtechnologische ontwikkeling.

De verhouding tussen de N-aanvoer en de N-verliezen, geschat als dat deel van de aanvoer, dat niet door het gewas is opgenomen, is in ontwikkelingslanden veel groter dan in de ontwikkelde landen, zoals blijkt uit figuur 6. In 1990 bedroegen de N-verliezen in India 67% van de N-gift, terwijl dit in 1978 in de USA 36% van de N-aanvoer was.

Fig. 6 Schattingen van de totale N-aanvoer op landsniveau in gewas/bodemsystemen en de N-verliezen naar de atmosfeer en naar grond- en oppervlaktewater (Joly, 1993)



In latere jaren is de efficiëntie van de N-opname door het gewas in de USA nog toegenomen. In China ging 64% van de N-aanvoer in 1987 verloren, terwijl in Frankrijk de landbouw in 1990 op een totaal verlies kwam van 27% van de aanvoer van 300 kg N/ha.

Aanzienlijke verbeteringen kunnen worden bereikt in ontwikkelingslanden door technologische ontwikkelingen vooral op het gebied van irrigatietechnieken in combinatie met toepassing van chemigatie, waarbij met het irrigatiewater tevens meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen worden toegediend. Een uniforme waterverdeling en gecontroleerde watergiften zijn voor de toepassing van chemigatie de twee voornaamste technologische vereisten. Uniforme verdeling is een essentieel element voor succesvolle toepassing van chemische stoffen. Deze stofverdeling is gewoonlijk evenredig met de verdeling van het irrigatiewater. Het is daarbij een feit dat chemigatie-praktijken meer in verband worden gebracht met verbeterde en geavanceerde irrigatiesystemen, dan met de conventionele irrigatie volgens het zwaartekracht principe. Met gebruik making van moderne landegalisatietechnieken wordt echter ook bij de conventionele oppervlakesystemen een aanzienlijk betere waterverdeling verkregen (Abdel-Dayem et al., 1991). Voor experimentele omstandigheden vermelden Pereira et al (1991) voor oppervlakte-irrigatie uniformiteitscoëfficiënten tussen 80 en 90%. Aboukhaled (1991) vermeldt voor de ontwikkeling van chemigatie systemen in het Midden Oosten voor de uniformiteit van de verspreiding van ureum 90% bij druppelbevloeiing op proefvelden, maar voor praktijkomstandigheden geeft hij waarden tussen de 65 en 89%. Als voornaamste oorzaken voor de niet uniforme verdeling onder praktijkomstandigheden kunnen worden genoemd: kwaliteit druppelaars, onderhoud, verstoppingen als gevolg van het toevoeren van mineralen en organische substanties

en ontwikkeling van microorganismen. Het risico van verstopping neemt toe, naarmate de kwaliteit van het irrigatiewater slechter wordt.

Ook bij gebruikmaking van moderne verrijdbare beregeningstechnieken worden in de USA voor verschillende geavanceerde beregeningssystemen uniformiteitscoëfficiënten gevonden tussen de 70 en 90%, maar in de praktijk blijven de meeste boeren beneden de 70% (Threadgill, 1991).

Door de overgang van voorraadbemesting in de traditionele irrigatiepraktijk naar gedeeltelijke voorraad bemesting met daarnaast deelgiften wordt bij de moderne irrigatiesystemen een grotere efficiëntie bereikt. De niet uniforme verdeling betekent, dat lokaal op het perceel onvoldoende water en hulpstoffen worden toegevoerd waardoor mogelijk opbrengstredukties zullen optreden. In de praktijk zal er echter een sterke tendens bestaan om door overirrigatie het gewas op het gehele perceel voldoende te voorzien, maar dat heeft extra verliezen aan water, meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen tot gevolg.

Op basis van deze gegevens moet worden geconcludeerd, dat bij toepassing van geavanceerde irrigatietechnieken in de praktijk een verlies zal optreden van circa 30% van het irrigatiewater en van de met het water aangevoerde hulpstoffen.

6.8 Landbouw en energieverbruik

De mondiale energievoorziening neemt bij de discussies over een duurzame ontwikkeling een centrale plaats in. De energievoorziening is van vitale betekenis voor het voortbestaan. Bij de duurzaamheid van de energievoorziening spelen zowel uitputting als milieuvervuiling een rol.

Het wereld energieverbruik is alsmaar gestegen. De grootste energiestroom vindt men in de geïndustrialiseerde wereld. De gemiddelde europeaan gebruikt 10 tot 30 keer zoveel energie als de gemiddelde inwoner uit een ontwikkelingsland. De mate van energieverbruik en de relatieve bijdrage van de verschillende energiebronnen zijn zowel een weerslag van de technologische ontwikkeling als van de bevolkingsgroei.

Het energiegebruik van de wereld bedroeg in 1990 jaarlijks 350 Exajoules (figuur 7). Hiervan bedraagt het Nederlandse aandeel ongeveer 1%. Tussen 1970 en 1990 werden meer dan 450 miljard vaten olie, 90 miljard ton steenkool en 3080 miljard m³ aardgas verbruikt. In dezelfde periode werden echter ook weer nieuwe reserves ontdekt, zodat de verhouding tussen produktie en reserves zelfs is toegenomen. Zolang het tempo van de ontdekkingen groter is dan de produktie neemt de voorraad bekende reserves toe. Aangezien niet ontdekte voorraden niet onbepert aanwezig zijn en het verbruik nog steeds toeneemt zal op termijn de reserve gaan afnemen. Olie zal daarbij de eerste fossiele brandstof zijn, die naar verwachting zal zijn uitgeput.

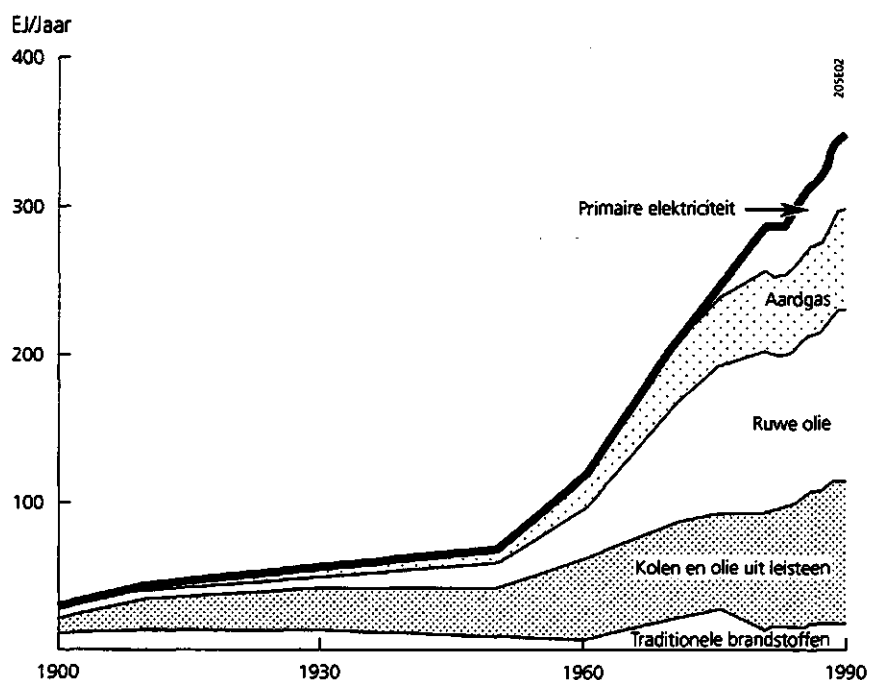


Fig. 7 Het verloop van het jaarlijks energieverbruik in Exajoules (EJ) per jaar (Meadows et al., 1992)
 (Eenheden megajoules(MJ) = 10^6 joules, gigajoules(GJ) = 10^9 joules, Exajoules(EJ) = 10^{18} joules.)

Duurzame ontwikkeling van het energiegebruik kan worden omschreven als een ontwikkeling die voorziet in de behoeften van de huidige generatie zonder daarmee de mogelijkheden van toekomstige generaties om in hun behoeften te voorzien in gevaar te brengen. In deze benadering mag fossiele brandstof best opraken als dan maar op een andere manier in de energiebehoefte kan worden voorzien.

Aan het andere einde van de stroom produceert verbranding van fossiele brandstoffen broeikasgassen en andere vervuilende stoffen, die uiteindelijk de biochemische processen, die vervuilende stoffen opnemen of onschadelijk maken, vergiftigen. De vraag wat een duurzaam brandstofgebruik is, moet dan ook niet alleen worden benaderd vanuit de invalshoek dat energie beschikbaar moet blijven, maar ook vanuit de invalshoek dat de 'life-support' functie van het milieu er niet door mag worden aangetast. Uitputting, klimaatverandering en verzuring stellen ieder hun randvoorwaarden aan een duurzaam brandstofgebruik.

De mondiale emissie van koolstofdioxide, het belangrijkste broeikasgas, bedraagt jaarlijks 6,0 Gt C (miljard ton koolstof) (RIVM, 1991). Van der Loo (1994) geeft een analyse wat vanuit duurzaamheidsoogpunt een aanvaardbaar brandstofverbruik is in het kader van een acceptabele klimaatverandering. Bij gebruik van dezelfde brandstofmix betekent dit in termen van brandstofgebruik een mondiale reductie van 50%. Belangrijk is hierbij de vraag hoe we de beschikbare mondiale milieugebruiksruimte van 3 GtC verdelen. Een verdeling op basis van het huidige energiegebruik zou leiden tot een 50% reductie voor ieder land. Als wordt uitgegaan van een gelijk energiegebruik per persoon

leidt dit tot een relatief kleinere milieugebruiksruimte voor de geïndustrialiseerde landen ten opzichte van de ontwikkelingslanden, namelijk tot 17% van het huidige brandstofverbruik.

De CO₂-productie door de landbouw is gerelateerd aan het energieverbruik in de landbouw (Van Dasselaar en Pothoven, 1994). Landbouwgewassen nemen bij de fotosynthese CO₂ op, maar dit wordt vrijwel volledig gecompenseerd door de CO₂-productie bij de vertering van voedsel en veevoer, verbranding als brandstof en bij de mineralisatie van organische materialen in of op de bodem. Het energieverbruik in de landbouw gaat gepaard met CO₂-productie, die vrijwel niet wordt gecompenseerd door de CO₂-opname. Er wordt vaak gesteld dat extensivering energie bespaart. Hoewel extensivering een reductie in het energieverbruik per ha geeft, hoeft dit nog niet altijd te betekenen dat er ook een reductie per ton geoogst produkt optreedt.

De emissies van zwaveldioxide, stikstofoxide en ammoniak dragen bij tot de verzuring. Hierbij is brandstofgebruik verantwoordelijk voor de emissie van zwavel- en stikstofoxiden, terwijl ammoniak voornamelijk afkomstig is uit de landbouw. De emissies leiden tot een jaarlijkse zuurdepositie van meer dan 4500 zuurequivalenten per ha per jaar ($\text{mol}_e \text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$). Volgens De Vries (1994) zijn kritische zuurdepositieniveaus voor oppervlaktewater en ondiep grondwater 300 - 500 $\text{mol}_e \text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ en voor bossen en diep grondwater 1100 - 1700 $\text{mol}_e \text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$. Voor een duurzame ontwikkeling moet de emissie dus worden teruggedrongen. Figuur 8 geeft de verdeling van de overschrijding van de kritische depositieniveaus in Europa voor bosgronden.

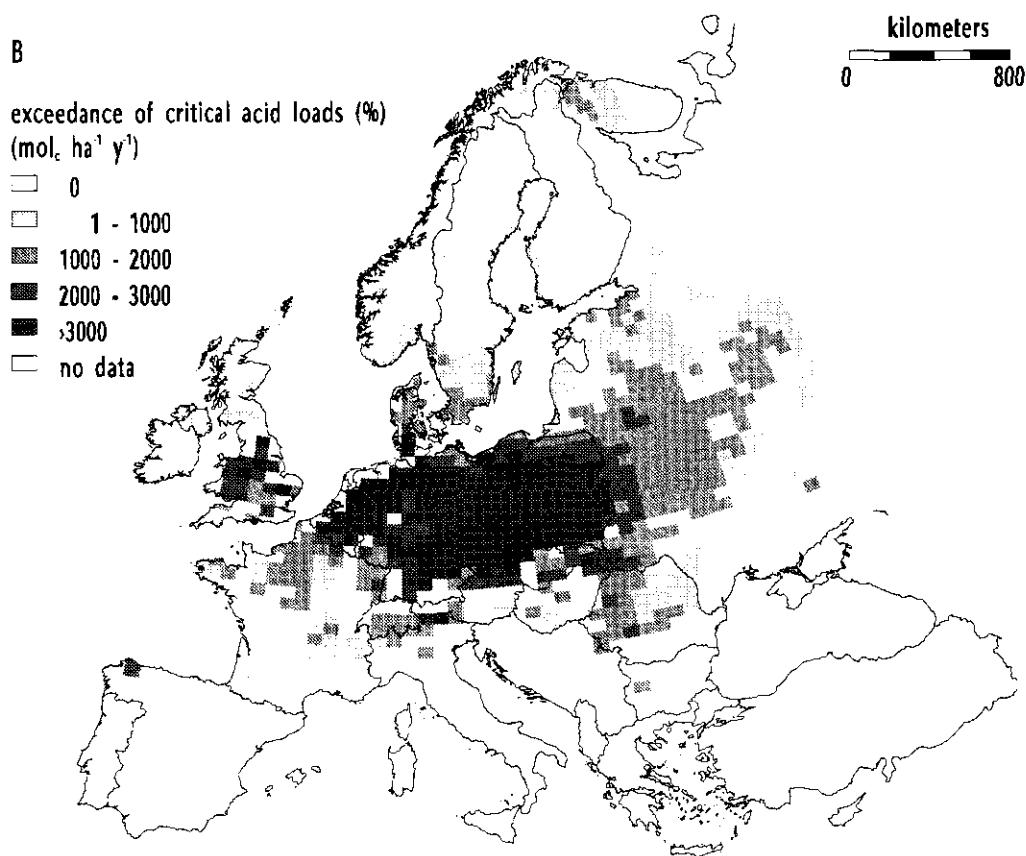


Fig. 8 Overschrijding van de kritische zuurdepositieniveaus in $\text{mol}_e \text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ voor bosgronden in Europa (De Vries, 1994)

Bij een kritisch zuurdepositieniveau van $400 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ zou ongeveer 90% reductie in de zuuremissie moeten optreden, bij een kritisch niveau van 1400 equivalenten moet nog steeds een reductie van 70% worden gerealiseerd. Niet alle zure emissies zijn echter afkomstig van het fossiele brandstofgebruik. Zwavel- en stikstofoxiden veroorzaken ongeveer 55 tot 65% van de totale depositie. Wordt echter uitgegaan van een evenredige reductie voor alle stoffen, dan geldt uit een oogpunt van de milieugebruiksruimte voor verzuring dat het fossiele brandstofverbruik met 70% moet worden gereduceerd.

Een geschikt duurzaamheidscriterium kan volgens Van der Loo (1994) worden opgesteld door uit te gaan van een aantal feitelijke factoren als: exploratie, efficiëntieverbetering en substitutie.

Exploratie kan de bewezen winbare voorraad fossiele brandstof doen toenemen. Indien de bekende winbare reserve in stand moet worden gehouden voor toekomstige generaties, dan mag het jaarlijks gebruik van fossiele brandstof niet groter zijn dan het volume dat jaarlijks door exploratie aan de voorraad wordt toegevoegd. Ook in dat geval kan worden gesproken van een duurzaam brandstofverbruik. Het is echter te verwachten dat de toename van de reserve door exploratie op termijn zal afvlakken, waardoor de gebruiksruimte op de duur zal afnemen. Uitputting van de fossiele brandstofreserves zal zich niet aandienen als een plotselinge totale stop, maar in de vorm van steeds lagere opbrengsten in verhouding tot de onderzoeksinspanningen en de produktiekosten.

Efficiëntieverbetering betekent dat voor de vervulling van een bepaalde functie minder van de betreffende voorraad nodig is. De energieintensiteit van activiteiten neemt in de meeste geïndustrialiseerde landen af door efficiëntieverbetering en isolatie. In termen van functievervulling kan een afnemende voorraad door verbeterde efficiëntie dan toch even groot blijven voor toekomstige generaties. Volgens Meadows et al (1992) wijzen sommige berekeningen uit dat met een verbeterde efficiëntie de toekomstige energiebehoefte op het huidige niveau kan worden gehouden of zelfs daaronder zou kunnen komen, zonder verlies aan productiviteit, comfort of luxe in de rijke landen en met een voortgaande economische groei in de arme landen.

Indien de landbouwproductiviteit wordt uitgedrukt op basis van zowel het directe als indirecte energieverbruik per ton geoogst produkt, wordt een basis verkregen voor de beoordeling van de efficiëntie van landbouwsystemen en de milieubelasting door landbouwactiviteiten.

Van Dasselaar en Pothoven (1994) geven een analyse van het energieverbruik in de Nederlandse landbouw voor verschillende systemen in de akkerbouw en in de veehouderij. In hun analyse hanteren zij twee benaderingen ten aanzien van het gebruik van dierlijke mest. Bij de eerste benadering beschouwen zij mest als afval, waaraan een energie waarde 0 wordt toegekend, in de tweede benadering, uitgaande van een energiewaarde voor minerale meststoffen van $38,9 \text{ MJ/kg N}$, $4,3 \text{ MJ/kg P}_2\text{O}_5$ en $2,6 \text{ MJ/kg K}_2\text{O}$, als substituuut voor minerale meststoffen wordt een energiewaarde van 186 tot 85 MJ/ton toegekend aan varkensdrijfmest bij respectievelijk voorjaars- en najaarstoediening. Op grond van hun analyse komen zij tot de conclusie, dat het niet

altijd verantwoord is om minerale meststoffen door dierlijke mest te vervangen, omdat energetisch gezien de mest bij voorjaarstoediening maximaal 75 à 100 km kan worden getransporteerd bij een mestenergiewaarde van 0 MJ en bij najaarstoediening ongeveer 10 km.

De door Van Dasselaar en Pothoven (1994) met elkaar vergeleken bedrijfssystemen betreffen:

- intensieve akkerbouw met alleen gebruik van minerale meststoffen (INT.MM);
- intensieve akkerbouw met een maximaal gebruik van dierlijke mest tot de fosfaatnorm van 1994 en eventueel aanvulling met minerale meststoffen (INT.P-Norm);
- intensieve akkerbouw met geïntegreerde bemesting via emissie arme toediening van dierlijke mest met werkzame N tot 2/3 van het bemestingsadvies en rekening houdend met nawerking van dierlijke mest (INT.GBEM);
- geïntegreerde akkerbouw met geïntegreerde bemesting en gereduceerd gebruik van chemische gewasbeschermingsmiddelen (G.AKK);
- extensieve akkerbouw met stikstof giften van 75, 50, 25 en 0% van de economisch optimale gift (EXT).

Het grootste deel van het energieverbruik in de akkerbouw bestaat uit energieverbruik door veldwerkzaamheden en bemesting. Bij de intensieve akkerbouw is dit aandeel ongeveer 30 à 40% van het totale energieverbruik. Het weglaten van de grondontsmetting bij de teelt van fabrieksaardappelen doet het energieverbruik sterk afnemen, maar bij de meeste gewassen is de energiebesparing op het gebruik van chemische gewasbescherming kleiner dan het extra energieverbruik bij mechanische onkruidbestrijding.

Bij extensivering dalen zowel het energieverbruik als de opbrengst per ha. Bij de meeste gewassen daalt het energieverbruik per ton geoogst produkt ook. Bij een aantal gewassen zoals consumptie- en fabrieksaardappelen en suikerbieten is de opbrengstdaling echter zo groot, dat bij verdergaande extensivering het energieverbruik per ton geoogst produkt weer toeneemt. Het omslagpunt ligt bij een niveau van ongeveer 50% van de economisch optimale stikstofgift. Bij een overschakeling van intensieve akkerbouw naar extensieve of geïntegreerde akkerbouw is een grotere oppervlakte nodig om dezelfde jaarproduktie te realiseren. Dit komt zowel door de afname van de fysieke opbrengst als door verruiming van het bouwplan.

Het gemiddelde energieverbruik van melkveebedrijven in Nederland is gedaald van 6,7 MJ per kg melk in 1987/88 naar 5,9 MJ per kg melk in 1990/91. De melkveebedrijven hebben de afgelopen jaren zowel de krachtvoergift als de bemesting omlaag weten te brengen en tegelijkertijd de melkproduktie per koe weten te verhogen. Van Bergen (1991) geeft als potentieel energieverbruik voor een modern melkveebedrijf, zoals het Proefbedrijf 'De Marke', 3,5 MJ per kg melk aan. Dit kan echter alleen worden bereikt door winning van eigen krachtvoer, hetgeen energetisch gezien voordeliger is dan de aankoop van elders geproduceerd krachtvoer. Het is tevens aantrekkelijk vanuit het oogpunt van de mineralenbalans. Aankoop van extra land voor het telen van eigen krachtvoer zal bij de huidige prijsverhoudingen in de meeste gevallen financieel echter niet aantrekkelijk zijn.

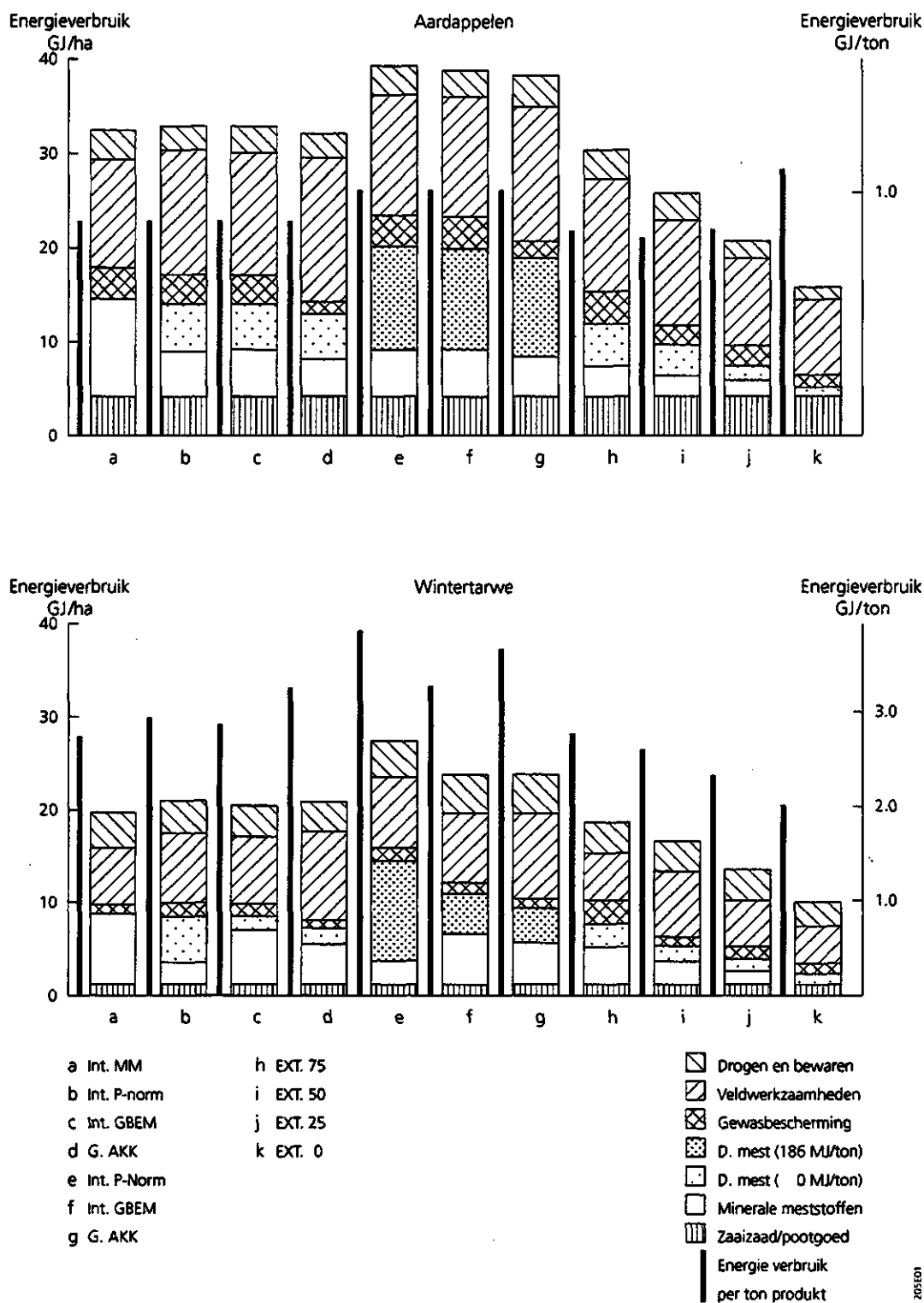


Fig. 9 a: Energieverbruik bij de teelt van consumptieaardappelen in het Noordelijk Kleigebied; b: Energieverbruik bij de teelt van wintertarwe in het Noordelijk kleigebied in Gigajoules per ha (1GJ = 10⁹ joules) (Van Dasselaar en Pothoven, 1994)

In het kader van besparing van energie-import binnen de landbouwbedrijfsvoering kan ook een van de ingangen zijn om voor lichte werkzaamheden en licht transport gemechaniseerde trekkracht weer te vervangen door dierlijke trekkracht.

Bij de traditionele oppervlakte irrigatie, waarbij het water vanuit de irrigatieleidingen met een dieselpomp wordt opgepompt en vervolgens via de zwaartekracht over het veld wordt verdeeld, is het energieverbruik ongeveer 0,05 MJ per m³ water. Hierbij moet worden opgemerkt, dat de efficiëntie van eventueel toegepaste chemigatie lager is dan bij toepassing van beregening. Bij de traditionele oppervlakte irrigatie is het energieverbruik bij een irrigatiegift van 600 tot 1000 mm per gewas ongeveer 0,3 tot 0,5 GJ per ha. Dit betekent dat het extra energieverbruik bij de traditionele irrigatie slechts 1 tot 2% hoger ligt dan bij de niet geïrrigeerde landbouw.

Bij intensieve akkerbouw met geavanceerde beregeningstechnieken voor irrigatie moet een extra energiepost in rekening worden gebracht. Hierbij kan men denken aan buisinstallaties met sproeikanon, waarbij de druk bij het kanon 5 - 6 bar bedraagt en de drukverliezen in de leiding ongeveer 4 bar bedragen, of aan lage druk systemen met verrijdbare sproeibomen, met een druk op de sproeier van 2,5 bar en een drukverlies in de leiding van 2,5 bar bij een leidinglengte van 250 m. Bij door het aangevoerde water voortgedreven verrijdbare systemen zal de benodigde drukhoogte groter zijn. Voor het zogenaamde 'Central pivot systeem' met lange leidinglengte kan de vereiste totale druk op 10 bar worden gesteld bij een efficiëntie van minder dan 50%. Indien wordt aangenomen dat de totale benodigde druk bij de pomp voor dergelijke verrijdbare systemen 10 bar bedraagt bij een gemiddelde efficiëntie van 50%, dan bedraagt de benodigde energie per m³ te verregenen water 2,0 MJ, of wel 20 MJ per mm per ha. Bij een irrigatiegift van 600 tot 1000 mm per gewas betekent dit een verhoging van het energieverbruik met 12 tot 20 GJ per ha. Bij intensieve teelten in irrigatiegebieden zal het energieverbruik, exclusief de irrigatie, in dezelfde orde van grootte liggen als in Nederland. Hieruit volgt, dat als gevolg van de irrigatie met geavanceerde beregeningsapparatuur het energie verbruik voor intensieve akkerbouw in irrigatiegebieden per ha 40 tot 60% hoger ligt, dan in gebieden met een gematigd klimaat en voldoende neerslag gedurende het groeiseizoen. Bij een vrije keuze tussen akkerbouw in gematigde humiede klimaten of geïrrigeerde landbouw met geavanceerde beregeningsapparatuur, zal vanuit energie oogmerk voor het eerste moeten worden gekozen.

Substitutie sluit ook aan bij deze functionele benadering. De voorraad fossiele brandstof mag volledig worden verbruikt mits voldoende duurzame of vernieuwbare alternatieve energiebronnen worden ontwikkeld als vervanging. Energie besparing op grote schaal zou het mogelijk maken om de toekomstige energiebehoefte volledig met duurzame en vernieuwbare energiebronnen als zonne-energie, waterkracht, wind en biomassa te realiseren.

Het zijn eerder de milieurandvoorwaarden wat betreft bodemverzuring (70% reductie) en CO₂ uitstoot, die bepalend zijn voor de noodzakelijke beperking van het fossiele energieverbruik, dan de uitputting van de voorraden. Dit betekent, dat indien de internationale politiek de bescherming van het milieu serieus neemt, het fossiele energieverbruik moet worden beperkt en worden vervangen door vernieuwbare

energiebronnen. De landbouw kan hieraan bijdragen door een efficiënt direct en indirect energieverbruik en zo mogelijk door als producent van energie te gaan optreden.

Bij extensieve akkerbouw is om dezelfde jaarproductie te realiseren een groter areaal nodig dan bij intensieve akkerbouw. Als het mogelijk is op dit extra areaal energiegewassen te telen, is het energetisch gezien gunstiger dit oppervlak te gebruiken voor de teelt van energiegewassen dan voor extensivering van de landbouwproductie.

Bij de omzetting in vloeibare brandstoffen, zoals bij wintertarwe, suikerbieten en koolzaad, is de verhouding tussen energiewinst en energieverbruik minder gunstig namelijk 1 tot 3 maal zo groot. Volgens berekeningen van NOVEM (1992) is de energiewinst van bepaalde energiegewassen als tarwestro of populier bij electriciteitsopwekking 10 tot 15 keer zo groot als het energieverbruik. Het gebruik van landbouwgronden voor akkerbouwmatige houtproductie heeft verschillende milieuaspecten (Rijtema and De Vries, 1994). Bij toekomstige realisering van de noodzakelijke reductie in de atmosferische depositie van N-verbindingen zal voor hoog producerende bosaanplant voor energievoorziening een lichte N-bemesting noodzakelijk zijn. Daarnaast is er een lichte teruggang te verwachten in het neerslagoverschot in vergelijking met de teelt van akkerbouwgewassen. Het op grote schaal telen van energiegewassen als een twee- tot driejarig akkerbouwgewas, met de daaraan gekoppelde reductie in het fossiele energieverbruik heeft een gunstig effect op de reductie van de CO₂-emissie naar de atmosfeer.

Bij de huidige energieprijzen is het echter financieel niet aantrekkelijk om energiegewassen te verbouwen, vooral niet als basis van vloeibare brandstoffen. Om biobrandstoffen te laten concurreren met fossiele brandstoffen zullen de prijzen voor fossiele brandstoffen op basis van schaarste en/of ecoheffing fors omhoog moeten.

6.9 Conclusies

Het begrip duurzame landbouw zou moeten worden gedefinieerd als: het duurzaam veilig stellen van de landbouwproductie door zo efficiënt mogelijke benutting van bodem, water en energie. Hierbij is het energieverbruik in de landbouw kenmerkend voor zowel het directe energieverbruik als het indirecte verbruik via meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen en aanvoer van irrigatiewater.

De grootste uitdaging in de volgende eeuw is het produceren van de basisbehoeften aan voedsel, plantaardige oliën, vezelgewassen en grondstoffen voor industriële producten op een oppervlak van minder dan 0,1 ha per hoofd van de bevolking.

In veel gebieden is de beschikbaarheid van water van voldoende kwaliteit een beperkende factor, voor de landbouwkundige ontwikkeling. Naast niet winbare hoeveelheden neerslagoverschot, speelt de efficiëntie van de toegepaste irrigatietechnieken een belangrijke rol. Naast lekverliezen uit leidingen en verliezen tengevolge van een onregelmatige verdeling is extra water nodig voor de

verziltingsbestrijding. Uit de gegevens blijkt dat in de praktijk maximaal een efficiëntie wordt bereikt van ongeveer 70%.

Simulatiemodellen zijn onvolkomen formuleringen van een complexe werkelijkheid, zodat vooral bij extrapolatie naar niet getoetste omstandigheden, met de uitkomsten voorzichtig en kritisch moet worden omgegaan.

Voor de beoordeling van goed landbouwkundig beheer moet niet worden uitgegaan van een theoretische optimalisering, zonder rekening te houden met risico-inschattingen van niet vooraf te bepalen waarden van klimatologische factoren. Goede beheerspraktijken leveren een compromis op tussen klimatologische beperkingen en produktie-intensiteit, waarbij de jaarlijkse continuïteit van de produktie als hoogste prioriteit wordt nagestreefd. De in de praktijk verkregen opbrengsten zullen daarom over een lange reeks van jaren altijd lager liggen dan de met modelberekeningen, met behulp van een langjarige reeks historische klimaatsgegevens gesimuleerde maximaal haalbare opbrengsten.

De toepassing van chemigatie in de irrigatiepraktijk geeft een belangrijke verbetering in de efficiëntie van nutriënten en bestrijdingsmiddelen. Door de onregelmatigheid in de water- en stoffenverdeling bij irrigatie zullen grond- en oppervlaktewater toch worden belast.

Voor de beoordeling van de efficiëntie van verschillende landbouwsystemen, zowel wat betreft de produktiviteit als wat betreft de milieubelasting, kan gebruik worden gemaakt van het directe en indirecte energieverbruik per ton geoogst produkt. Het extra energieverbruik voor wateraanvoer bij de traditionele oppervlakte irrigatie bedraagt slechts 1 tot 2% van het totale energieverbruik per ha.

Bij intensieve teelten in semi-ariëde en ariëde klimaten is het energieverbruik bij gebruikmaking van geavanceerde beregeningsmethoden ongeveer 40 tot 60% hoger, dan bij dezelfde teelten onder humiede klimatologische omstandigheden. Bij een vrije keuze tussen akkerbouw in gematigde humiede klimaten of geïrrigeerde landbouw met geavanceerde beregeningsmethoden, moet vanuit de energie-efficiëntie voor het eerste worden gekozen.

De milieurandvoorwaarden voor verzuring en CO₂-uitstoot zijn bepalend voor de noodzakelijke reductie in het verbruik van fossiele energie en vervanging door vernieuwbare en duurzame energiebronnen. De landbouw kan hieraan bijdragen door een zo efficiënt mogelijk energieverbruik en zo mogelijk door als energieproducent te gaan optreden.

Literatuur

Aboukhaled, A., 1991. Fertigation and chemigation: an overview with emphasis on the Near East. Proc. Expert Consultation on Fertigation/Chemigation, Cairo. FAO, Rome: 5 - 29.

Abdel-Dayem, S., M. Abu-Zeid and M.H. Amer, 1991. Laser technology in irrigation and drainage. Proc. Expert Consultation on Fertigation/Chemigation, Cairo. FAO, Rome: 45 - 56.

Abdel-Gawad, S.T., M.A. Abdel-Khalek, D. Boels, D.E. El Quosy, C.W.J. Roest, P.E. Rijtema, and M.F.R. Smit, 1991. Analysis of water management in the Eastern Nile Delta. Reuse Report 30.

Ayers, R.S., 1977. Quality of water for irrigation. J. Irr. and Drain. Div. ASCE 103 no Irr. 2: 135 - 154.

Bergen, J.A.M. van, 1991. Energieplan voor het proefbedrijf voor melkveehouderij en milieu CLM Utrecht rapport no 6.

Dasselaar, A. van, en R. Pothoven, 1994. Energieverbruik in de Nederlandse landbouw; Vergelijking van verschillende bemestingsstrategieën. NMI Wageningen: 85 pp + bijlagen.

Doorenbos, J. and W.O. Pruitt, 1977. Guidelines for predicting crop water requirements. FAO Rome, Italy Irrigation and Drainage paper 24.

Ehlich, C.F. and W.R. Gardner, 1964 Relationship between transpiration and the internal water relations of plants. Agron. J 56: 127 -130.

Endrödi, G. and P.E. Rijtema, 1969. Calculation of evapotranspiration from potatoes Neth. J. Agric. Sci. 17: 283 - 299.

FAO, 1988. World agriculture toward 2000, an FAO study. Bellhaven Press London.

Hijmans, R.J., I.M. Guiking-Lens and C.A. van Diepen, 1994. User guide for the WOFOST 6.0 crop simulation model. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, Tech. Doc. 12.

Joly, C., 1993. Plant nutrient management and the environment. Proceedings of the FAO expert consultation on: Prevention of water pollution by agriculture and related activities. FAO, Rome. Water Reports 1: 223 - 245.

Loo, F. A. van der, 1994. Een duurzaam brandstofgebruik. Milieu 9: 23 - 30

Maas, E.V. and G.J. Hoffman, 1977. Crop salt tolerance; current assessment. J. Irr. and Drain. Div. ASCE 103 no Irr.2: 115 - 134

Meadows, D.H., D.L. Meadows and J. Randers, 1992. De grenzen voorbij; Een wereldwijde catastrofe of een duurzame wereld. Uitgeverij: Het Spectrum.

NOVEM, 1992. De haalbaarheid van de produktie van biomassa voor de Nederlandse energiehuishouding. Nederlandse maatschappij voor energie en milieu, Apeldoorn. Rapport 9208.

Pereira, L.S., P. Leão de Sousa and T.J. Trout., 1991. Fertigation through improved surface irrigation systems: A case study. Proc. Expert Consultation on Fertigation/Chemigation, Cairo. FAO, Rome: 57 - 66.

Rijtema, P.E., 1965. An analysis of actual evapotranspiration. Agric. Res. Rep. 659: 1 - 107.

Rijtema, P.E., 1968. On the relation between transpiration, soil physical properties and crop production as a basis for water supply plans. Versl. en Meded. Comm. Hydrol. Onderz. TNO: no 15: 28 - 58.

Rijtema, P.E., 1993. Management of nutrient circulation in an expanding world agriculture. Proceedings Stockholm Water Symposium on a holistic approach to water quality management; finding life-styles and measures for minimizing harmful fluxes from land to water. Stockholm Vatten AB. Publication 2: 221 - 233.

Rijtema, P.E. and A. Aboukhaled, 1975. Crop water use. In: Aboukhaled et al (1975) Research on crop water use, salt affected soils and drainage in the Arab Republic of Egypt. FAO-Regional Near East Office, Cairo: 5 - 61.

Rijtema, P.E. and S El-Guindi, 1986. Some aspects of crop salt tolerance and water management. Institute for Land and Water Man. Res. Note 1724.

Rijtema, P.E. and G. Endrödi, 1970. Calculation of production of potatoes. Neth.J. Agric. Sci. 18: 26-36.

Rijtema, P.E. en A.H. Ryhiner, 1968. De lysimeters in Nederland (III); Aspecten van verdamping en resultaten van verdampingsonderzoek. Versl. en Meded. Hydrol. Comm. TNO 14: 86 - 149.

Rijtema, P.E. and W. de Vries, 1994. Differences in precipitation excess and nitrogen leaching from agricultural lands and forest plantations. Biomass and Bioenergy 6.no.1/2: 103 - 113.

RIVM, 1991. Nationale Milieuverkenning 1990 - 2010. Bilthoven 1991.

Roest, C.W.J., P.E. Rijtema, M.A. Abdel-Khalek, D. Boels, S.T. Abdel-Gawad and D.E. El-Quosi, 1993. Formulation of the on-farm water management model 'FAIDS'. Reuse Report 24.

Ryhiner, A.H. and M. Matsuda, 1978. Effect of plant density and water supply on wheat production Neth. J. Agric. Sci. 26: 200 - 209

Supit, I., A.A. Hooijer and C.A. van Diepen, 1994. System description of the WOFOST 6.0 crop simulation model implemented in CGMS. (in press)

Threadgill, E.D., 1991. Advances in irrigation, fertigation and chemigation. Proc. Expert Consultation on Fertigation/Chemigation, Cairo. FAO, Rome: 30 - 44.

Vries, W. de, 1994. Soil response to acid deposition at different regional scales; Field and laboratory data, critical loads and model predictions. DLO Winand Staring Centre Wageningen. Thesis.

Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid (WRR)., 1992. Grond voor keuzen; Vier perspectieven voor de landelijke gebieden in de Europese Gemeenschap. Rapporten aan de Regering 42.

Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid (WRR)., 1994. Duurzame risico's: een blijvend gegeven. Rapporten aan de Regering 44.

Lijst van publikaties van dr.ir. P.E. Rijtema

Abdel-Khalek, M.A., C.W.J. Roest and P.E. Rijtema, 1986. Reuse of drainage water model, calculation method of real evapotranspiration. ICW. Wageningen. Nota 1710.

Abdel-Gawad, S.T., M.A. Abdel-Khalek, D. Boels, D.E. El Quosy, C.W.J. Roest, P.E. Rijtema, and M.F.R. Smit, 1991. Analysis of water management in the Eastern Nile Delta. Reuse Report 30.

Berghuijs - van Dijk, J.T., P.E. Rijtema, C.W.J. Roest, 1985. ANIMO: agricultural nitrogen model. ICW. Wageningen. Nota 1671.

Boels, D., F.J.E. van der Bolt, A. Scholten, R. Wiebing en P.E. Rijtema, 1990. mogelijkheden voor en effecten van sanering van het Lickebaertgebied. DLO-Staring Centrum. Wageningen. Rapport 84.

Bogardi, I., J.J. Fried, E. Frind and P.E. Rijtema. 1990. Groundwater quality modeling for agricultural nonpoint sources. In: Proceedings of the international symposium on water quality modeling of agricultural non-point sources. USDA. 227-252.

Drent, J., J.G. Kroes en P.E. Rijtema, 1988. Nitraatbelasting van het grondwater in het zuidoosten van Noord-Brabant. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Rapport 26.

El Quosy, D.E., P.E. Rijtema, D. Boels and C.W.J. Roest, 1989. Prediction of the quantity and quality of drainage water by use of mathematical modeling. In: Land drainage in Egypt. DRI. Caïro. 207-241.

Feddes, R.A. and P.E. Rijtema, 1983. Calculation of actual evapotranspiration and crop production for the Southern Peel Area. ICW. Wageningen. Nota 1421.

Kroes, J.G., and P.E. Rijtema, 1989. TRANSOL (TRANsport of a SOLute); user's guide. DLO-Staring Centrum. Wageningen. Int. med. 5.

Kroes, J.G., C.W.J. Roest, P.E. Rijtema en L.J. Locht, 1990. De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Rapport 55.

Maaskant, M., E. van Dullemen, R. Ronday, A.J. Zweers, H. Perebolte, P.E. Rijtema en G. Scheffer, 1992. Zuivering van met landbouwbestrijdingsmiddelen belast proceswater met een Carbo-Flo-proces. DLO-Staring Centrum. Wageningen. Rapport 187.

Rijtema, P.E., 1958. Calculation methods of potential evapotranspiration. Report of the Conf. on Supplemental Irrigation. Commission VI, Intern. Soc. of Soil Sci., Copenhagen. pp. 1-10. Techn. Bull. ICW 7.

Rijtema, P.E., 1959. An investigation of the accuracy of different methods for the determination of potential evaporation. Versl. en Med. Comm. Hydrol. Ond. TNO 4 (in Dutch).

Rijtema, P.E., 1959. Calculation of capillary conductivity from pressure plate outflow data with non-negligible membrane impedance. Neth. J. Agric. Sci. 7, 209-215. Techn. Bull. ICW 12.

Rijtema, P.E., 1960. Evapotranspiration in relation to suction and capillary conductivity. Arid Zone Research XVI, UNESCO: Plant - water relationship in arid and semi-arid conditions. Proc. of the Madrid Symp., pp. 99-106 Miscell. Repr. ICW 3.

Rijtema, P.E., 1960. Some physical background for the use of radioactive materials for the determination of the soil moisture content. ICW, Wageningen, rapport 6. (in Dutch).

Rijtema, P.E., 1965. An analysis of actual Evapotranspiration. Thesis. Pudoc, Wageningen. Versl. Landbouwk. Ond. 659.

Rijtema, P.E., 1965. Evapotranspiration. Versl. en Med. Hydrol. Comm. TNO 12 (Water balance studies), 72-89. Techn. Bull. ICW 47.

Rijtema, P.E., 1966. Transpiration and production of crops in relation to climate and irrigation. 6th Congress on Irrigation and Drainage, New Delhi. I.C.I.D., SSR 5, S49-S77. Techn. Bull. ICW 44.

Rijtema, P.E., 1967. On the transfer of transpiration and crop production data to different climates. Proc. Intern. Conf. on Water for Peace, Washington D.C., Vol. 2, pp. 612-623.

Rijtema, P.E., 1968. Derived meteorological data; transpiration. Proc. of the Reading Symp. on Methods of Agro-Climatology, 1966. UNESCO VII, 1968, pp. 55-72. Miscell. Repr. ICW 67.

Rijtema, P.E., 1968. Groundwater table, infiltration and soil water availability in grassland areas in relation to the determination of the water supply requirement. Nota ICW 482. (in Dutch).

Rijtema, P.E., 1969. On the relation between transpiration, soil physical properties and crop production as a basis for water supply plans. Med. Hydrol. Comm. TNO 15, pp. 28-58. Techn. Bull. 58.

Rijtema, P.E., 1969. Results of dutch evaporation research applied in developing countries. Studiebijeenkoms v. ingenieurs 1969. Med. CD 80, pp. 53-64 (in Dutch).

Rijtema, P.E., 1969. Soil moisture forecasting. Nota ICW 513.

Rijtema, P.E., 1969. The calculation of non-parallelism of gama access tubes, using soil sampling data. Journ. of Hydrol. 9, 2: 206-212. Techn. Bull. ICW 67.

Rijtema, P.E., 1970. A calculation method for the determination of agricultural damage due to deep-well pumping. Nota ICW 587, (in Dutch).

Rijtema, P.E., 1970. The effect of light and water potential on dry matter production of field crops. Proc. Symp. on plant response to climate factors. Uppsala, 1970. Ecology and conservation, 5: 513-518. Miscell. Repr. ICW 139.

Rijtema, P.E., 1973. Physical Aspects of Soil Water and Salts in Ecosystems (Ecological Studies 4) (ed. Rijtema et al.). Springer Verlag.

Rijtema, P.E., 1973. Production and evaporation as applied in modern soil science. B-cursus Bodemkunde, 28e Leergang. pp. 141-157 (in Dutch).

Rijtema, P.E., 1974. The expected agricultural consequences of the ground water extraction by deep-well pumping in Eastern-Gelderland. Nota ICW 797. (in Dutch).

Rijtema, P.E., 1975. Waterquality criteria for agricultural Water-use. Nota ICW 856.

Rijtema, P.E., 1976. Emission of phosphate and nitrogen from agricultural soils. Nota ICW 929. (in Dutch).

Rijtema, P.E., 1977. An approach for the nitrogen emission of cattle holdings on grassland. Nota ICW 982. (in Dutch).

Rijtema, P.E., 1977. Waterkwaliteitsonderzoek. In: aspecten van een twintigtal jaren Cultuurtechnisch Onderzoek. Cultuurtechn. Tijdschr. 17,3: 138-151.

Rijtema, P.E., 1978. Grondwaterstandsverlaging. In: Handboek voor Milieubeheer. Vermande Zonen, IJmuiden, IV-4.3.1: 1-9.

Rijtema, P.E., 1979. Conclusions with regard to the connection of water quantity and water quality studies of surface waters. Comm. Hydrol. Onderz. TNO, Den Haag. Versl. en Meded. 25: 96-98.

Rijtema, P.E., 1979. General survey of the relation between water quantity and water quality. Comm. Hydrol. Onderz. TNO, Den Haag. Versl. en Med. 25: 7-13.

Rijtema, P.E., 1980. Assessment of soil productivity using climatological and soil physical data. In: Land resource evaluation Comm. Eur. Communities, Luxemburg: 106-117.

Rijtema, P.E., 1980. Handhaving van de fysische bodemvruchtbaarheid. In: Handboek voor Milieubeheer. Vermande Zonen, IJmuiden, IV-7.3.

- Rijtema, P.E., 1980. Nitrogen balance model. In: Research Digest ICW, Techn. Bull. 117: 125-132.
- Rijtema, P.E. 1980. Nitrogen emission from grassland farms- a model approach. In: The Role of nitrogen in intensive grassland production. Pudoc, Wageningen: 137-147.
- Rijtema, P.E., 1980. Stikstofemissie naar oppervlaktewater vanuit de rundveehouderij. Waterschapsbelangen 65, 16: 436-439.
- Rijtema, P.E., 1980. Water quality. In: Research Digest ICW, Techn. Bull. 117: 15-17.
- Rijtema, P.E., 1980. Wateroverlast. In: Handbook voor Milieubeheer. Vermande Zonen, IJmuiden, IV-4.3.2.
- Rijtema, P.E., 1981. Quality standards for irrigation waters. 3rd Int. Symp. on Watersupply and irrigation in the Open and Under Protected Cultivation. Acta Hort. 119: 25-35.
- Rijtema, P.E., 1981. Re-use of drainage water. Model Analysis. Nota ICW 1274.
- Rijtema, P.E., 1981. Toekomstige mogelijkheden voor watervoorziening. Bedrijfsontwikkeling 12,9: 856-859.
- Rijtema, P.E., 1982. Effects of Regional water management on N-pollution in areas with intensive agriculture. In: K.H. Zwirnmann (ed.). Non point nitrate pollution of municipal water supply sources: issues of analysis and control. IIASA, Laxenburg, Austria: 15-42.
- Rijtema, P.E., 1982. Groundwater quality management. Lectures notes. Intern. Courses. Delft.
- Rijtema, P.E., 1982. Hoeveel stikstof spoelt er op grasland uit? PP-Magazine 12, 5: 21.
- Rijtema, P.E., 1982. Re-use of drainage water III. Data administration Evaporation model. Nota ICW 1359.
- Rijtema, P.E., 1984. Mineralisatie van dierlijke mest. In: H.W. Lammers: Gevolgen van het gebruik van organische mest op bouwland. Consulentenschap Bodemaangelegenheden in de landbouw. Wageningen.
- Rijtema, P.E., 1985. De relatie van de landbouw tot andere belangen via het waterbeheer. Cultuurt. Tijdschrift 25, 4, 261-280.
- Rijtema, P.E., 1985. Nitrate load and water management of agricultural land: EC Workshop Agricultural Water Management 18-21 June 1985, Arnhem.
- Rijtema, P.E., 1985. Van teveel naar tekort. De Buffer 31,1: 24-32.

Rijtema, P.E., 1986. Coördinatiecommissie Waterkwantiteit. Meerjarenplan onderzoek waterkwantiteit 1987-1991. Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek. Den Haag.

Rijtema, P.E., 1986. De relatie van de landbouw tot andere belangen via waterbeheer. In: Grenzen en mogelijkheden van de landbouw: 30 jaar ICW. ICW. Wageningen. Mededelingen nieuwe serie 38. 261-279.

Rijtema, P.E., 1986. Nitrate load and water management of agricultural land. In: Wijk, A.L.M. van and J. Wesseling: Agricultural water management: proceedings. Balkema. Rotterdam. 303-311.

Rijtema, P.E., 1993. Management of nutrient circulation in an expanding world agriculture. Proceedings Stockholm Water Symposium on a holistic approach to water quality management; finding life-styles and measures for minimizing harmful fluxes from land to water. Stockholm Vatten AB. Publication 2: 221 - 233.

Rijtema, P.E., 1994. Environmental aspects of development of private pig farms in Bulgaria. Mission report. DLO Winand Staring Centre. Wageningen. International Report 40

Rijtema, P.E. and A. Aboukhaled, 1975. Crop water use. In: Research on crop water use, salt affected soils and drainage in the Arab Republic of Egypt. FAO. Near East Regional Office, Cairo. pp. 6-61.

Rijtema, P.E. and A.H. Ryhiner, 1968. Lysimeters in the Netherlands (III), physical aspects of evaporation and results of investigations. Versl. and Med. Hydrol. Comm. TNO 14, pp. 86-149. Med. ICW 108 (in Dutch).

Rijtema, P.E. and C.W.J. Roest, 1982. Re-use of drainage water II. Data Analysis. Nota ICW 1358.

Rijtema, P.E. and C.W.J. Roest, 1984. Water and salt balance approach. In: Reuse of drainage water. Proc. Reuse Workshop, Cairo, Egypt, March 3, 1984.

Rijtema, P.E. and D. Boels, 1985. Formulation for the irrigation water distribution model in the Nile Delta. Nota ICW 1639.

Rijtema, P.E. and G. Endrödi, 1969. Calculation of evapotranspiration from potatoes. Neth. Journ. of Agric. Sci. 17, 4: 283-299. Techn. Bull. ICW 69.

Rijtema, P.E. and G. Endrödi, 1970. Calculation of production of potatoes. Neth. Journ. of Agric. Sci. 18,1: 26-36. Techn. Bull. ICW 70.

Rijtema, P.E. and H. Wassink, 1969. Editors of: Water in the unsaturated zone. Proc. of the Wageningen Symp. 1966.

Rijtema, P.E. and J. Bon, 1974. Determination of agricultural consequences of groundwater extraction with the use of soil physical data, as applied for the water extraction area Losser. ICW, Wageningen, Regionale Studie 7 (in Dutch).

Rijtema, P.E. and J. Hoeks, 1978. Fysische processen. In: Handboek voor Milieubeheer. Vermande Zonen, IJmuiden IV-2.2.2: 1-20.

Rijtema, P.E. and J.G. Kroes, 1991. Nitrogen modeling on a regional scale. In: Nitrate contamination. Springer. Berlin. 81-95.

Rijtema, P.E. and J.G. Kroes, 1991. Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO. Fertilizer Research 27. 189-198.

Rijtema, P.E. and J.G. Kroes, 1993. Chemigation and modeling the behaviour of fertilizers and pesticides. Fertigation - chemigation: proceedings 8-11 September 1991, Cairo. FAO. Rome. 107-124.

Rijtema, P.E. and J.H.A.M. Steenvoorden, 1985. Bemesting en Waterkwaliteit. Bedrijfsontwikkeling 16,5: 184-187.

Rijtema, P.E. and M.A. Abdel Khalek, 1985. Calculation of drainage water quantity and depth of watertables in delta areas with seepage and leakage. Nota ICW 1637.

Rijtema, P.E. and R.A. Feddes, 1972. Water withdrawal by plant roots. Journ. of Hydrol. 17, 1/2: 33-59. Techn. Bull. ICW 83.

Rijtema, P.E. and S El-Guindi, 1986. Some aspects of crop salt tolerance and water management. Institute for Land and Water Man. Res. Note 1724.

Rijtema, P.E. and W. de Vries, 1994. Differences in precipitation excess and nitrogen leaching from agricultural lands and forest plantations. Biomass and Bioenergy 6.no.1/2: 103 - 113.

Rijtema, P.E. and W.P. Velthuysen, 1977. Landbouwkundige gevolgen van de waterinlaat in het gebied van de Astense Aa. Nota ICW 947.

Rijtema, P.E., C.W.J. Roest en J. Pankow, 1986. Onderzoek naar de waterbalans van vuilstortplaatsen, ICW. Wageningen. Rapport 19.

Rijtema, P.E. en C.G. Toussaint, 1982. Een globale raming van de fosfaatbelasting uit het landelijk gebied. Nota ICW 1322.

Rijtema, P.E. en C.W.J. Roest, 1985. REDRAM. Waterbalansmodel voor vuilstortplaatsen. Deelrapport 3. Project Waterbalans. VROM-ICW.

Rijtema, P.E. en C.W.J. Roest, 1983. Analysis of a model for transport, adsorption and decomposition of solutes in the soil. Nota ICW 1404.

Rijtema, P.E. en J. Hoeks, 1982. Milieuaspecten bij transport via ondergrondse pijpleidingen. Tijdschrift voor Vervoerswetenschap 18,2: 157-179.

Rijtema, P.E. en J. Pankow, 1985. Waterbalansgegevens van de proefvakken op het vuilstortterrein te Tilburg. Deelrapport 2. Project Waterbalans. VROM-ICW.

Rijtema, P.E. en J.H.A.M. Steenvoorden, 1979. N- en P-belasting via kwel en uitspoeling. *H₂O* 12, 10: 225-226.

Rijtema, P.E., J.P.G. Loch en J. Hoeks, 1982. Technieken voor het opstellen van effecten in het kader van milieu-effect-rapportage. RID-rapport.

Rijtema, P.E., M.F.R. Smit, D. Boels and S.T. Abdel Gawad, 1994. Formulation of the water and salt distribution model WATDIS for surface water systems. DLO Winand Staring Centre. Wageningen. Reuse Report 23.

Rijtema, P.E., P. Leeuwangh and M. Leistra, 1993. Environmental criteria for assessing agricultural pesticides: seminar report, Wageningen 20-21 February 1992. DLO Winand Staring Centre. Wageningen. Report 73.

Rijtema, P.E., R.A. Feddes, G.J. Grootentraast, J.A. Kester, C.J. Schothorst, J.H.A.M. Steenvoorden en A.L.M. van Wijk, 1982. Bemesting, waterhuishouding, perceelscheidingen en landbouw. Commentaar op een RIN-rapport. Rapporten n.s. ICW 5.

Roest, C.W.J., M.A. Abdel Khalek and P.E. Rijtema, 1984. SAMIA, a model for transport, adsorption and dissolution/precipitation of salts in soils. Literature study and model formulation. ICW. Wageningen. Nota 1591.

Roest, C.W.J., P.E. Rijtema and M.A. Abdel Khalek. 1986. Reuse of drainage water model: calculation method of drainage water and watertable depth. ICW. Wageningen. Nota 1723.

Roest, C.W.J., P.E. Rijtema, M.A. Abdel-Khalek, D. Boels, S.T. Abdel-Gawad and D.E. El-Quosi, 1993. Formulation of the on-farm water management model 'FAIDS'. Reuse Report 24.

Smelt, J.H., J.J.T.I. Boesten, M. Leistra, H. de Heer, N.W.H. Houx en P.E. Rijtema, 1989. Samenvattingen van het symposium 'Lotgevallen en effecten van bestrijdingsmiddelen in het milieu': symposium ter gelegenheid van het afscheid van dr. A.M. van Doorn als directeur van het IOB. Gewasbescherming 20. 43-49.

Smilde, K.W., H.W. Lammers en P.E. Rijtema, 1985. Bemesting 1963-1985. De Buffer 31, no 1.